
ISSN 1405-0471
Madera y Bosques
Vol. 21, Núm. 3 · Otoño 2015 · Xalapa, Ver.
Encinos de Durango
Un recurso valioso
INECOL
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.

Madera y Bosques

vol. 21 núm. 3 Otoño 2015



Madera y Bosques, Año 21, núm. 3, diciembre 2015, es una publicación cuatrimestral editada por el Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Col. El Haya, C.P. 91070, Tel. (228) 8421800, ext. 6106, www.inecol.mx, mabosque@inecol.mx. Editor responsable: Dr. Raymundo Dávalos Sotelo. Reserva de Derecho al Uso Exclusivo núm. 04-2012-102312120900-102, ISSN 1405-0471, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor, Licitud de Título núm. 12906 y Licitud de Contenido núm. 10479, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por Fís. Arturo Sánchez y Gándara, Cuapinol 52, Colonia Pedregal de Santo Domingo, Delegación Coyoacán, C.P. 04369, México, D.F., este número se terminó de imprimir el 7 de diciembre de 2015 con un tiraje de 200 ejemplares.

La suscripción anual para 2015 es de $800.00+$400 para gastos de envío al interior de la República y $90.00 USD al extranjero (no incluye gastos de envío). Precio por ejemplares sueltos $300.00 y $30.00 USD, respectivamente. Incluye costos de envío por correo aéreo. Suscripciones en Departamento de Adquisiciones del Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Ver. Tel.: (228) 842 1800 ext 5125. c.e. miguel.castillo@inecol.mx. Donaciones e intercambios, en el Instituto de Ecología, A.C., al c.e.: biblio@inecol.mx.

Contenido

artículos de actualidad

artículos científicos

revisiones bibliográficas

Portada:
Quercus sp. de Durango, México.

Foto:
Raymundo Dávalos Sotelo.
Instituto de Ecología, A.C.





topical papers

scientific papers

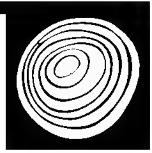
literature reviews

Cover:
Quercus sp. from Durango, Mexico.

Photo by **Raymundo Dávalos Sotelo.**
Instituto de Ecología, A.C.



Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **3: 7-15** Otoño **2015**



Sobre las formas de **evaluación** de las revistas científicas

On the evaluation methods for scientific journals

Raymundo Dávalos Sotelo[1]

1 Red de Ambiente y Sustentabilidad. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México. raymundo.davalos@inecol.mx

Resumen

En la actualidad hay un enorme interés y amplias discusiones en el medio académico para encontrar métodos eficaces de evaluación del impacto del trabajo de los científicos. Se argumenta aquí que el impacto de la información generada por los investigadores tiene relevancia más allá de una mera contabilidad de citas a los productos académicos. Sin embargo, sigue existiendo la necesidad de valorar de una manera más inmediata el efecto o la influencia del trabajo científico. El argumento central de esta contribución es que el número de citas generado por el motor *Google Scholar* (*GS*) representa una medida más precisa y completa del trabajo de los investigadores individuales que el Factor de Impacto *FI*. Asociado a *GS* existe el concepto del Índice *h5*. Para ver si hay alguna regularidad en la proporción de citas entre las dos bases de datos, se hizo una búsqueda de citas para artículos de autores considerados representativos para *Madera y Bosques*: Williams-Linera *et al.* y Yáñez-Arancibia *et al.* por ser de los más citados. El valor del coeficiente de determinación demuestra la extraordinaria regularidad de esta relación. Para el caso de la valoración de las revistas, se argumenta que el índice *h* es más apropiado que el *JCR*. Reiteramos que el impacto real del trabajo de investigación rebasa el ámbito del trabajo académico y se refleja en el uso de la información en áreas alejadas de los círculos académicos, pero que tienen amplia repercusión en la sociedad como por ejemplo, la información requerida para definir las áreas naturales protegidas.

Palabras clave: *Google Scholar*, índice *h5*, índice *h*, *JCR*, *Web of Science*.

Abstract

Today there is a huge interest and wide discussions in the academic world to find effective methods of evaluation of the impact of the work of the scientists. It is argued here that the impact of the information generated by researchers has relevance beyond a mere accounting of citations to academic products. However, there remains the need to assess in a more immediate way the effect or influence of scientific work. The central argument of this contribution is that the number of citations generated by the engine *Google Scholar* (*GS*) represents a far more accurate and complete the work of individual researchers that *FI* impact Factor. Associated with *GS*, there is the concept of index *h5*. To see if there are any regularity in the proportion of citations between the two databases, a search for citations was made to articles for authors considered representative: Williams-Linera *et al.* and Yáñez-Arancibia *et al.* for being the most cited. The value of the coefficient of determination shows the extraordinary regularity of this relationship. In the case of the valuation of the journals, it is argued that the index *h* is the most appropriate to the *JCR*. We reiterate that the real impact of the research work is beyond the scope of academic work and is reflected in the use of information in remote areas of academia, but that have broad impact on society as for example, the information required to define the protected natural areas.

Keywords: Google *Scholar*, index *h5*, index *h*, *JCR*, *Web of Science*.

Introducción

En la época actual ha generado un enorme interés y amplias discusiones en el medio académico el encontrar métodos eficaces de evaluación del impacto del trabajo de los científicos. Esto sucede, entre otras razones, porque se buscan criterios óptimos para distribuir los cada vez más competidos fondos para la investigación. Otra razón de importancia es que cada vez más, la sociedad se interesa

en conocer y valorar el trabajo de los científicos, puesto que en gran medida, las actividades de los centros de investigación están financiadas con fondos públicos y se espera que los resultados de las investigaciones contengan o generen elementos aplicables para el bienestar general y el desarrollo de los grupos sociales. Como no se han encontrado hasta la fecha criterios uniformes para hacer esta clase de evaluaciones, se siguen buscando formas que resulten aceptables para la mayoría de los actores interesados en el tema, sean estos administradores de la ciencia, funcionarios públicos, legisladores, el público en general o los propios investigadores.

En una publicación reciente, se ha abordado este tema planteando que el celebérrimo factor de impacto, *FI*, del *Web of Science* (*WofS*) tiene aplicación limitada al entorno académico pero que, en términos generales, no representa ni describe de manera adecuada la real utilidad de la información científica (Dávalos-Sotelo, 2015). El impacto de la información generada por los investigadores suele tener relevancia más allá de una mera contabilidad de citas a los productos académicos. Sin embargo, muchos de los criterios que podrían ayudar a reflejar de manera más precisa el impacto de la investigación son de naturaleza intangible y no podrán valorarse de manera justa sino hasta muchos años después de que se haya producido la publicación de los resultados de dichas investigaciones. Sigue existiendo por lo tanto, la necesidad de valorar de una manera más inmediata o cuando menos, a más corto plazo, el efecto o la influencia del trabajo científico. De esta necesidad surgió la invención del *FI*.

Aun cuando se reconoce esta necesidad, muchos en el ámbito académico consideran debatible el uso del *FI* para evaluar el trabajo de los científicos. El argumento central de esta contribución es que el número de citas generado por el motor de búsquedas *Google Scholar* – *GS* – (o *Google Académico*, en español) representa una medida más precisa y completa del trabajo de los investigadores individuales. Asociado a este criterio, se encuentra el concepto del Índice *h5* del mismo motor de búsqueda. Según la definición vigente del *GS*, el índice *h5* es el índice *h* de los artículos publicados en los últimos 5 años completos. Se trata del número mayor *h* en cuanto a que *h* artículos publicados entre 2010 - 2014 deben tener al menos *h* citas cada uno (http://scholar.google.com.mx/citations?view_op=top_venues&hl=es). En el apartado siguiente se discute la comparación de este índice con el número de citas presentadas por el *Journal of Citation Reports* (*JCR*) del *WofS*.

Comparación de criterios para evaluar el impacto de la producción individual de los científicos

La manera más común de valorar el impacto de los trabajos de los científicos es a través de las citas a dichos productos académicos. La teoría detrás de este criterio es que si el trabajo se considera valioso por otros investigadores, entonces será citado muchas veces. La base de datos más reconocida y prestigiada en el contexto académico es la del *JCR* de la *WofS*. Este prestigio se basa en la suposición de que los criterios de admisión de las revistas en esta base de datos son muy rigurosos y que las revistas incluidas en esta base o índice constituyen una garantía de seriedad y rigor científicos. Este es precisamente el punto de contención de muchos en el mundo académico que consideran que este índice es insuficiente para describir con justicia el trabajo académico (ver por ejemplo, Archambault y Larivière, 2009; Vanclay, 2011; Silva-Ayçaguer, 2012).

A partir de la publicación de Hirsch (2005) donde este autor sugirió que con el índice *h* se podía evaluar la actividad científica de los investigadores y que dicho índice superaba las limitaciones de otros ampliamente utilizados índices de clasificación de la productividad científica, múltiples autores concuerdan en que el índice *h* de Hirsch es una medida mucho más completa y adecuada que el *FI* para medir el impacto de las publicaciones científicas (por ejemplo, Salgado y Páez, 2007; Vanclay, 2008). Aunado a este índice, se encuentra el buscador de trabajos académicos *GS* el cual utiliza este concepto para representar de manera analítica el impacto de la producción de investigadores científicos individuales y de las revistas y publicaciones donde ellos presentan los resultados de sus investigaciones. El buscador *GS* fue lanzado al público en versión Beta en noviembre de 2004, está circunscrito al

ámbito académico, y soportado por una base de datos libremente disponible en Internet. En esa base se almacena un extenso conjunto de trabajos de investigación científica incluyendo el universo de acceso abierto y procedente de las más diversas disciplinas. Su rasgo distintivo más notable es que, aunque se especializa en artículos científicos e incluye las revistas más connotadas en el mundo (específicamente las de las bases de datos JCR de *Thomson Reuters* y *Scopus* de *Elsevier*), también abarca trabajos en diversos formatos de presentación (libros, documentos presentados en conferencias científicas, tesis e informes técnicos ubicados en repositorios institucionales de universidades y centros de investigación) y, en particular, en revistas no indizadas por *Thomson Reuters* (Silva-Ayçaguer, 2012).

En Dávalos-Sotelo (2015) se argumenta que el impacto del trabajo científico va más allá de las citas acumuladas, puesto que muchos usuarios de la información no son académicos que consulten y mucho menos publiquen de manera rutinaria artículos en revistas indizadas, pero que en muchas ocasiones hacen uso de los datos publicados con consecuencias relevantes en campos como conservación de áreas naturales protegidas, generación de políticas públicas, creación de empresas productivas, etc. Muchos de los trabajos de estos usuarios caen en las categorías que cubre el GS y, por lo tanto, convierten a este en una herramienta más útil que el JCR. El GS tiene además la enorme ventaja de ser de acceso abierto. Por último, tal y como se señaló en el párrafo anterior, la base de datos JCR es un subconjunto del GS. En fechas recientes, el buscador GS, además de publicar el número de citas que se encuentran en su base de datos, incluye para los suscriptores del JCR, para los artículos incluidos en esta base, el número de citas correspondiente. Así, se puede comparar de manera directa la proporción que representan las citas del JCR en relación con el total de citas del GS.

Con el fin de verificar si hay alguna regularidad en esta proporción de citas entre las dos bases de datos, se decidió hacer una búsqueda de citas para artículos considerados representativos. Para ello se escogió en primera instancia, el trabajo de Williams-Linera *et al.* (2002) por ser el de mayor número de citaciones entre los que se han publicado en la revista *Madera y Bosques* (127 citas de GS y 52 en JCR para el 5 de noviembre de 2015). Para esta comparación se buscaron las citas de los 52 artículos incluidos en la base JCR, tanto con el buscador GS como en la base de JCR. Con esta información se generó la gráfica de la figura 1, que muestra la relación estadística que existe entre las dos bases de datos[1]. En el eje horizontal se registran las citas del GS y en el vertical las del *WofS*. La ecuación de la línea de tendencia resultante es la siguiente:

$$WofS = 0.518\ GS + 0.227 \quad (1)$$

El valor del coeficiente de determinación, R^2, de 0.989 demuestra la extraordinaria regularidad de esta relación. Con un alto grado de probabilidad, se puede afirmar que cuando menos para este campo de estudio, ciencia de las plantas o ecología vegetal, en promedio estadístico, 52% de las citas registradas por el GS serían citas del JCR. Con esta información, resulta entonces innecesario recurrir a la búsqueda de las citas del JCR cuando se tienen las del GS. El otro 48% de las citas sería de trabajos en revistas no indizadas, tesis de diferentes grados académicos o informes técnicos. Probablemente estos trabajos no tengan el mismo rigor académico de las revistas indizadas pero no por ello dejan de tener valor como elementos representativos del trabajo de un investigador.

Para verificar si en otros campos de estudio dentro de las ciencias naturales se repite este patrón de proporcionalidad de las citas entre las dos bases de datos, se hizo la búsqueda de las citas de otro de los autores más citados de la revista *Madera y Bosques*. La referencia dentro de la revista es Yáñez-Arancibia *et al.* (1998). Este investigador es autor o coautor de cuando menos 34 trabajos publicados que han recibido citas tanto en el GS como en el JCR. Realizando el mismo tipo de análisis que para el caso anterior, se buscaron las citas a dichos artículos. Con esa información se generó la gráfica de la figura 2, donde se muestra la correlación estadística entre las dos bases de

1 La base de datos con la que se generaron las gráficas incluidas en este trabajo se pueden consultar en la página electrónica http://www1.inecol.edu.mx/myb/INDICE_TEXTOS_MB.htm#215.

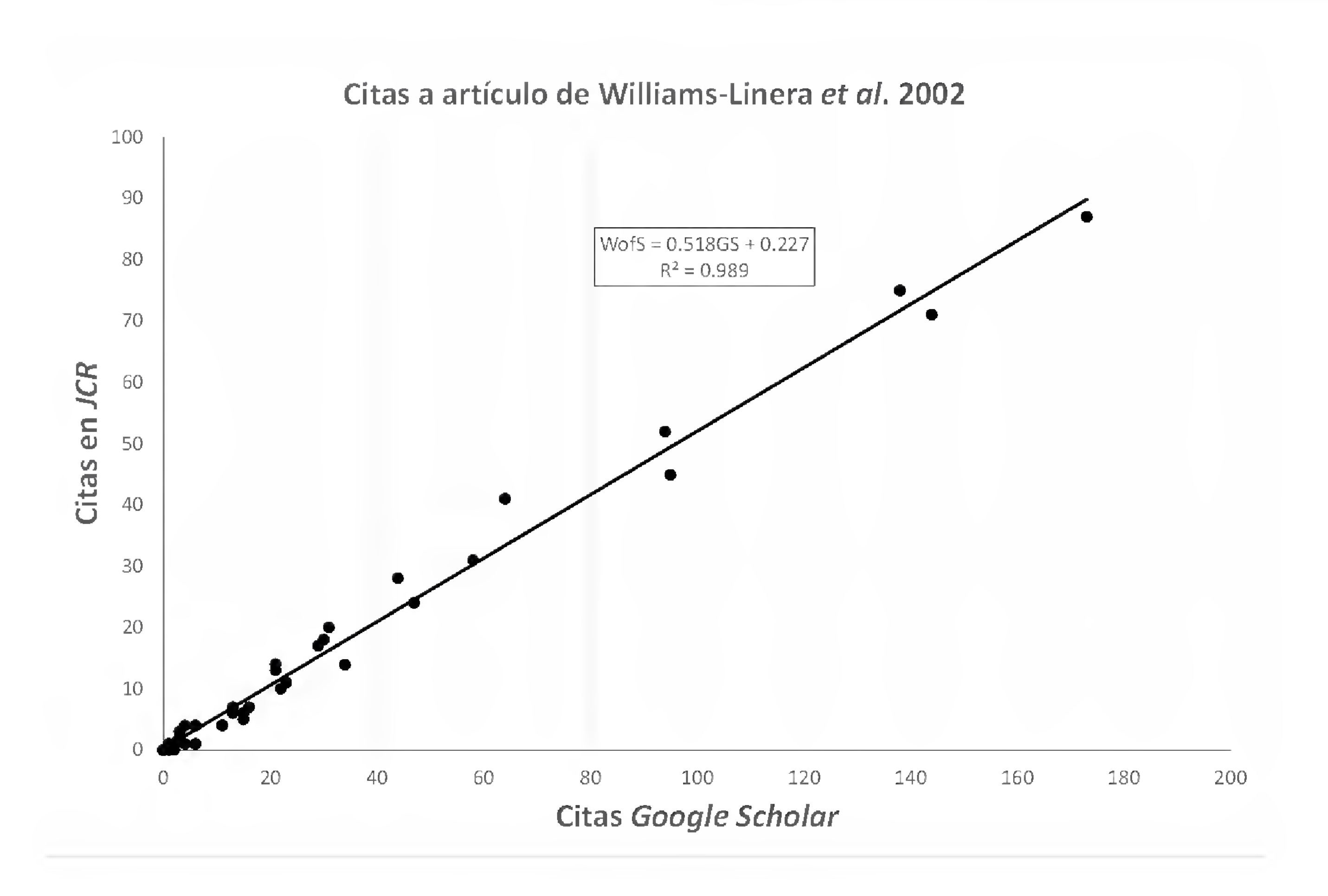


Figura 1. Citas de artículos en *Wof S* en función de las citas en *GS* para artículos que citan a Williams-Linera *et al.* (2002).

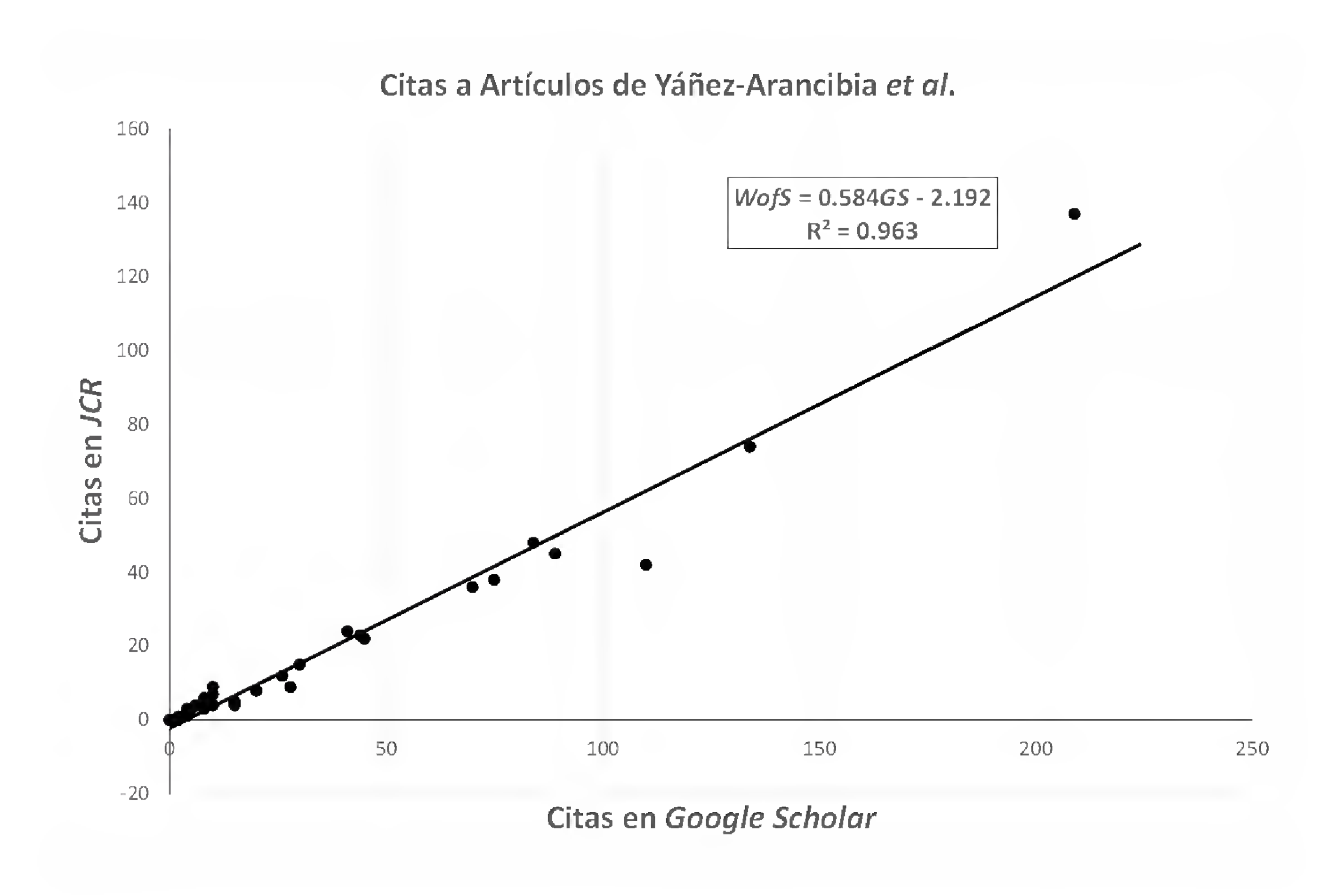


Figura 2. Citas a artículos de Yáñez-Arancibia *et al.* en las bases *GS* y *WofS*.

datos. La ecuación de la línea de tendencia ajustada a los puntos de la gráfica es:

$$WofS = 0.584\ GS - 2.192 \qquad (2)$$

De nuevo la regularidad estadística es notable como lo demuestra el alto valor del coeficiente R^2: 0.963.

Por último, para confirmar que no se trata de casos aislados o producto del azar, se hizo una búsqueda de citas adicional. Al azar se escogieron 49 artículos que han citado a Yáñez-Arancibia *et al.* y se consiguieron las citas a dichos trabajos en ambas bases. La gráfica de la relación entre los datos de *GS* y *WofS* se presenta en la figura 3. La regularidad estadística se manifiesta una vez más, como



era de esperarse a estas alturas del análisis (R^2 = 0.902). La ecuación resultante, muy semejante a la ec. (2), es:

$$WofS = 0.589\ GS + 2.092 \quad (3)$$

Si se combinan los datos de los tres análisis, se obtiene la gráfica de la figura 4 que nos indica que, con un alto grado de probabilidad, aproximadamente 60% de las citas en el *GS* corresponden a citas del *JCR* (R^2 = 0.928) (ec. 4). Para todos los casos, esta aseveración es válida para todo el intervalo de citación (0 a 407 citas).

$$WofS = 0.589\ GS - 0.391 \quad (4)$$

Métodos de evaluación de las revistas científicas

Para el caso de la valoración de las revistas, se ha argumentado aquí que el índice *h* es el más apropiado por ser más inclusivo que el *JCR* y de manera principal, por ser de acceso abierto. En primera instancia, se registraron los valores del índice *h5* del buscador *GS*, que corresponde al período de 5 años entre 2010 y 2014 y que son los últimos años completos para los que se dispone de información de citas a trabajos académicos. Este trabajo se hizo con las 36 revistas que incluyen los artículos que citan el trabajo de Williams-Linera *et al.* (2002). Simultáneamente se buscaron los valores del índice *h* de la base *JCR* para los mismos años. Con esa información se generó la gráfica de la figura 5. Igual que en el caso de la comparación de citas para las dos bases de datos, la correlación estadística entre los datos de las dos bases de datos muestra una extraordinaria regularidad: un valor de R^2 muy cercano a la unidad (0.969). Lo que la gráfica de la figura 5 señala es que se puede esperar que el valor del índice *h* del *JCR* sea 77% del índice *h5* del *GS* (ec. 5).

$$h = 0.772h5 - 0.588 \quad (5)$$

El mismo tipo de análisis se repitió para las 34 revistas del tema de Investigación sobre ecología marina de las costas (m*arine ecology coastal research*) donde han publicado trabajos Yáñez-Arancibia *et al.* y donde han sido citados. El patrón de regularidad estadística se repite con notable similitud, si bien con ligeras diferencias en la proporción del valor *h* de *JCR* contra el *h5* de *GS* (Fig. 6; ec. 6): esta regresión estadística apunta a que el valor de *h* de *JCR* representa 84% del valor de *h5* registrado en *GS*. El coeficiente de determinación es igualmente cercano a uno: 0.975.

$$h = 0.838h5 - 2.106 \quad (6)$$

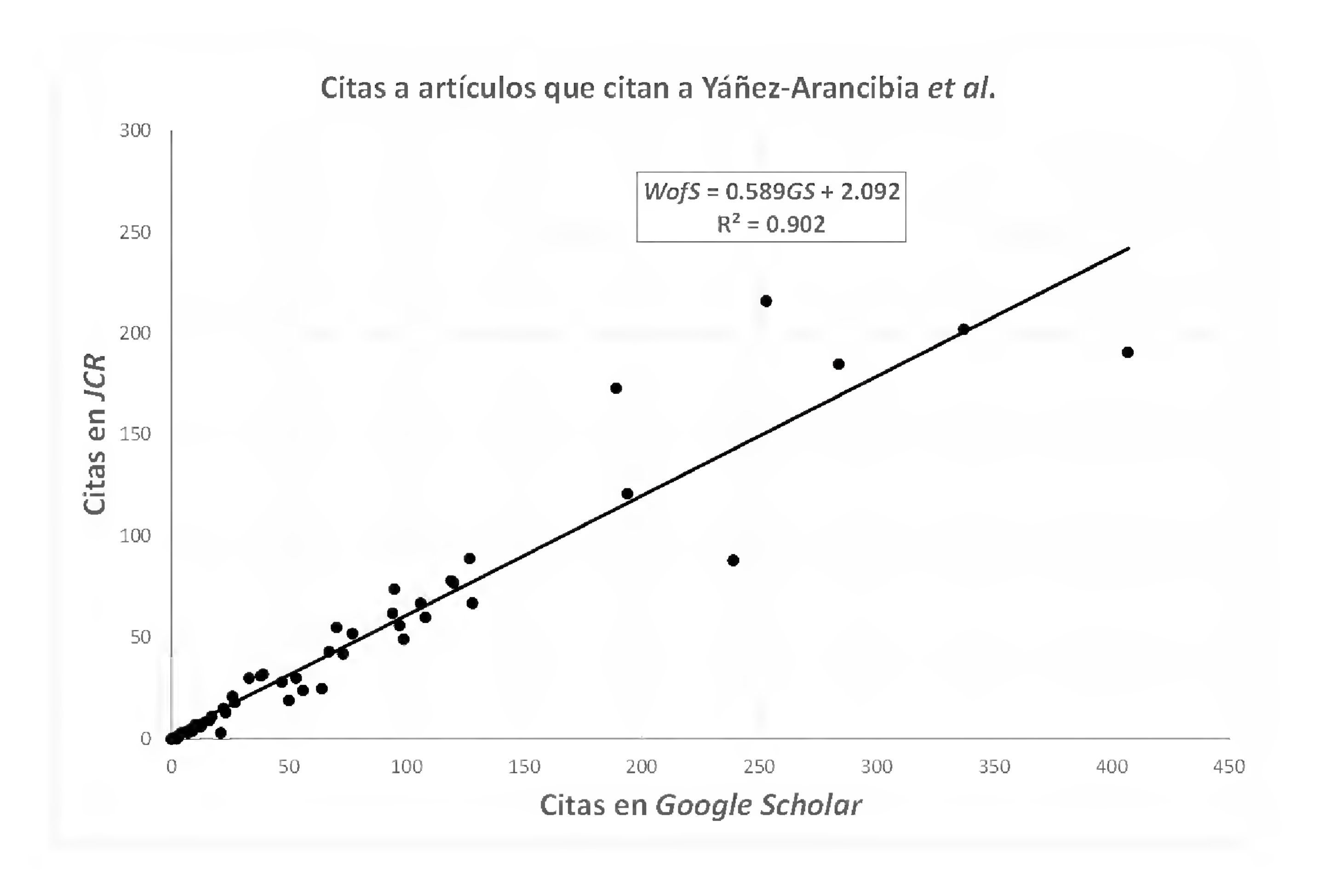


FIGURA 3. Citas *GS* y *WofS* a 49 trabajos que citan a Yáñez Arancibia *et al.*

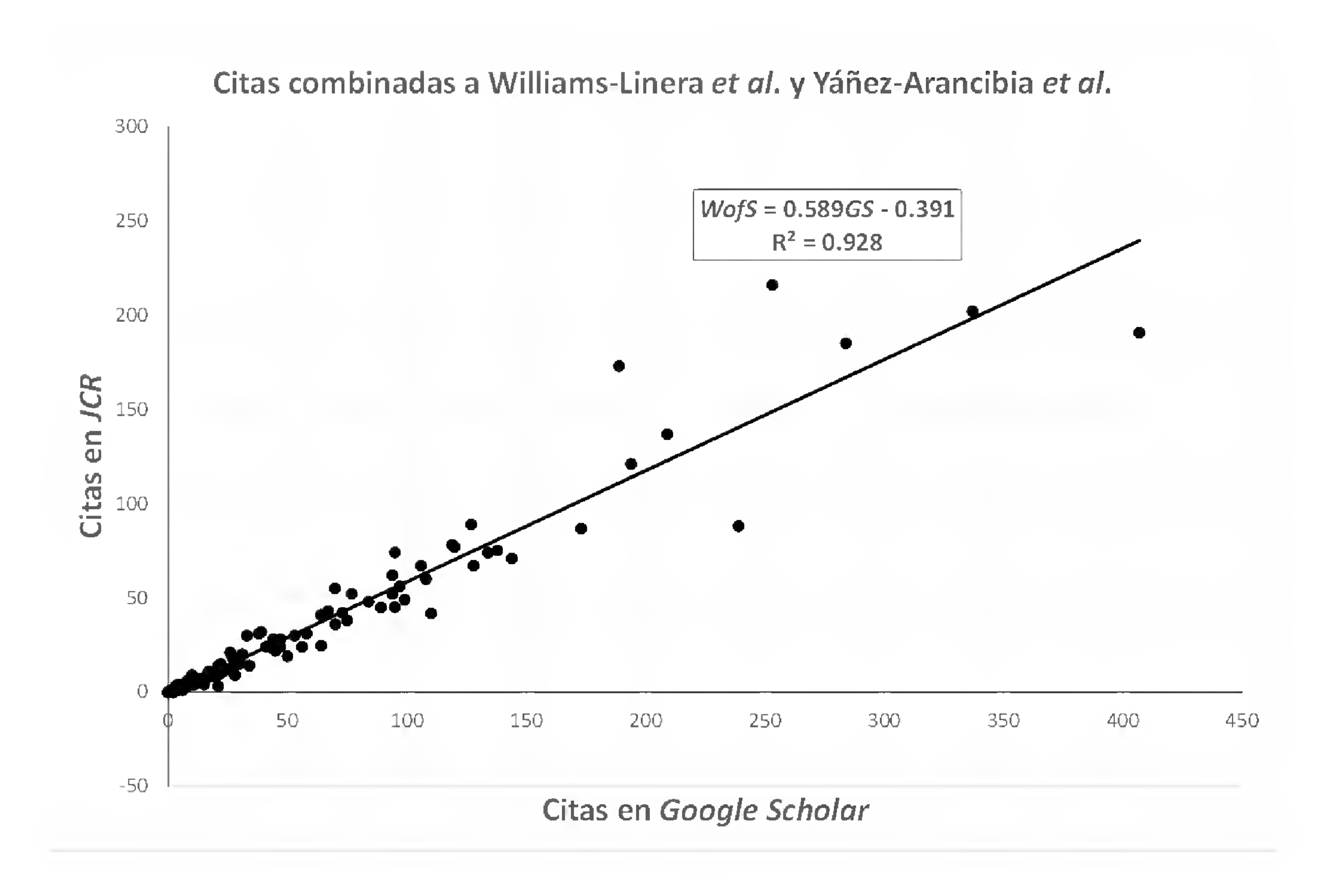


Figura 4. Citas *GS* vs *WofS* para trabajos de dos de los autores más citados de *Madera y Bosques* y referencias selectas que los citan

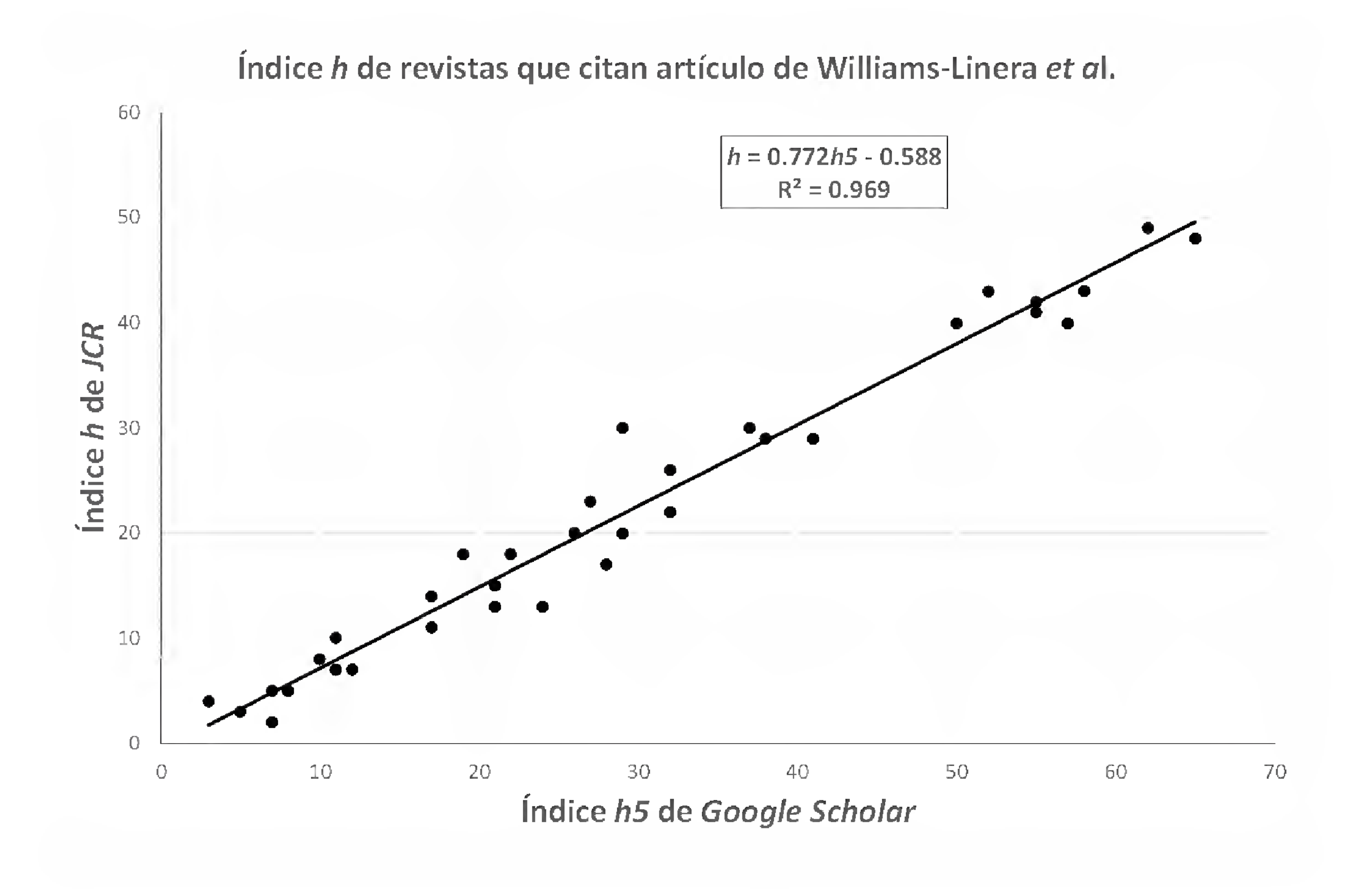
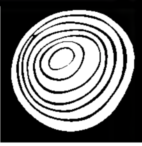


Figura. 5. Comparación del índice *h5* de *GS* con el índice *h* de *JCR* para los años 2010-2014 para 36 revistas con artículos que citan a Williams-Linera *et al.* (2002)

En vista de la gran similitud de los datos analizados, se combinaron los registros para las 70 revistas analizadas resultando en la gráfica de la figura 7. Según estos datos el valor de *h* de *JCR* representa 80% del valor de *h5* (ec. 7). El valor de R^2 es de 0.970. El significado de estas cifras es que cuando menos 20% de los artículos de una revista dada que se pueden encontrar en el internet (en la base de datos *GS*) tienen tantas o más citas que lo que refleja el valor de h de *JCR*. Lo mismo sucede con las revistas mismas: algunas tienen valores de *h5* mayores que revistas de la misma área que forman parte del *JCR*. En otras palabras, un trabajo no tiene necesariamente



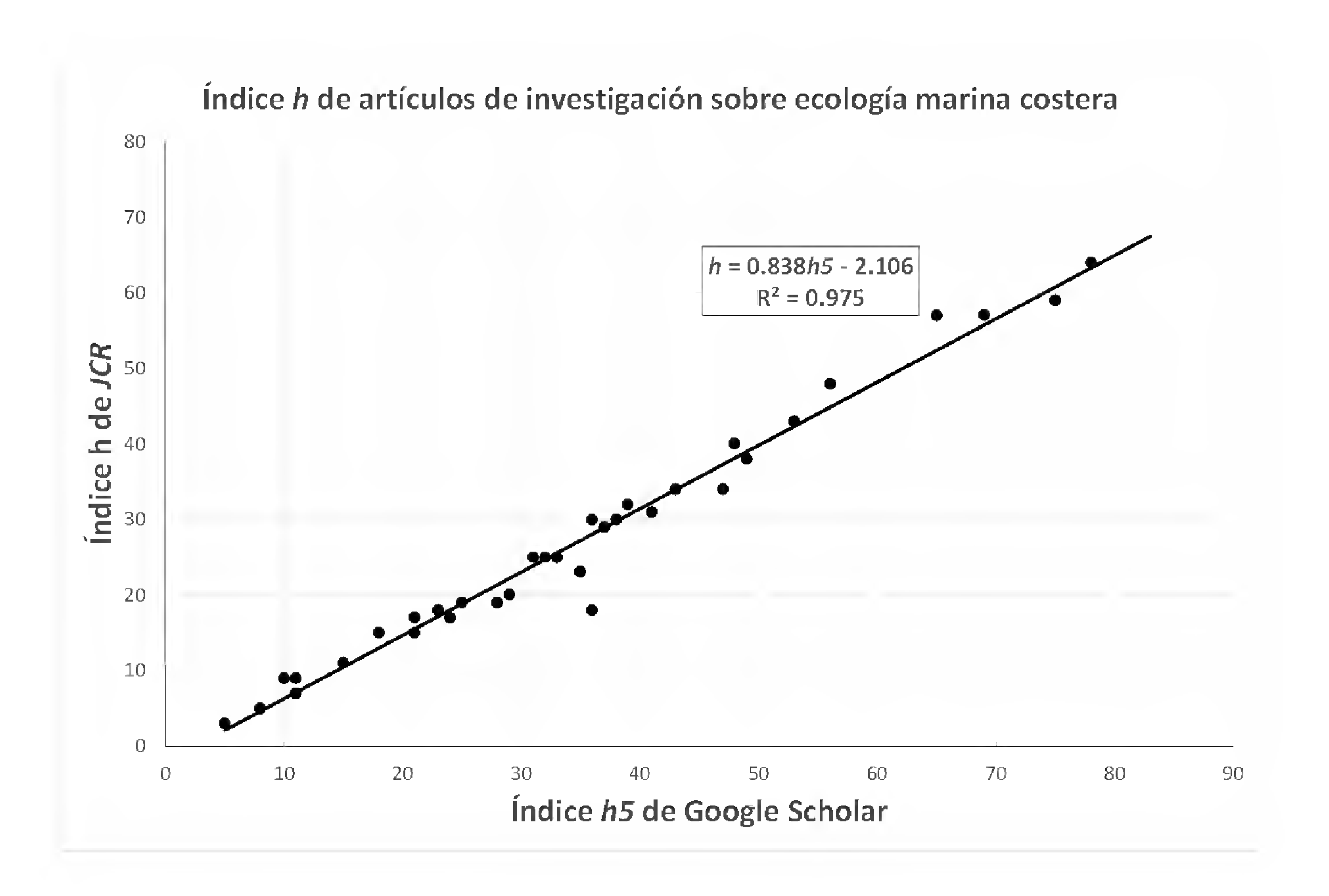


Figura. 6. Comparación del índice *h5* de *GS* con el índice *h* de *JCR* para los años 2010-2014 para 34 revistas con artículos de Yáñez-Arancibia *et al.* o que citan sus trabajos.

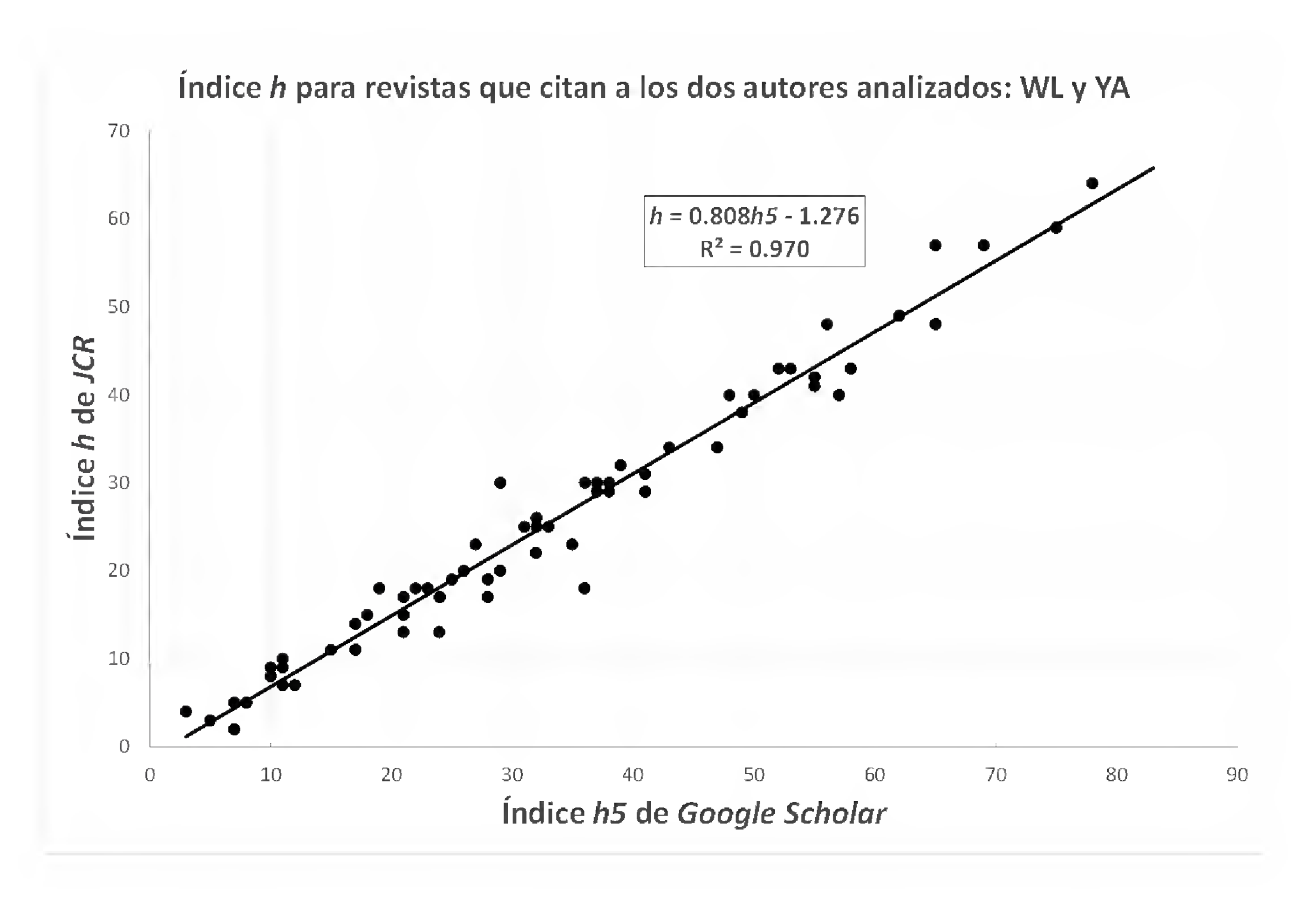


Figura. 7. Comparación del índice *h5* de *GS* con el índice *h* de *JCR* para los años 2010-2014 para 70 revistas con artículos que citan los trabajos de dos de los autores más citados de *Madera y Bosques.*

que ser publicado en una revista del índice *JCR* para ser altamente citado. Los que citan a esta clase de trabajos, definitivamente los ven como de gran utilidad. Es el contenido del documento lo que representa el valor para los usuarios y no el medio donde se publica.

$$h = 0.808h5 - 1.276 \quad (7)$$

Para revisar si este patrón se mantiene con revistas fuera de las 70 analizadas, se obtuvieron los datos de *h5* y *h* para la revista *Nature*, donde se ha citado cuando menos

en una ocasión el trabajo de Yáñez Arancibia *et al*., pero no se incluyó en el análisis por tener un valor de *h* superior en un orden de magnitud a la mayoría de las 70 revistas analizadas. Los valores obtenidos son: $h5 = 377$ y $h = 302$. La razón *h*/*h5* es 0.801, exactamente igual a la que predeciría la ecuación (7) ($h_{pred} = 303$). La presunción que se hace es que para casi cualquier rama de las ciencias naturales, cuando menos, la regularidad estadística manifestada en estos análisis, con un alto grado de probabilidad se repetiría.

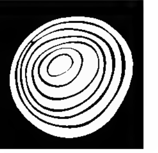
Comentarios finales

El tema de la valoración del trabajo de los científicos seguramente se continuará debatiendo ampliamente en los círculos de los propios científicos y más importantemente, entre las entidades o instancias que financian su trabajo. La información presentada aquí tiene el objetivo de ayudar a nutrir la discusión. Como conclusiones se puede afirmar, sin temor a equivocarnos, que los datos de citas registrados por la base de datos de *Google Scholar* ofrecen un panorama más completo y justo del trabajo de los científicos y del impacto de sus investigaciones. El índice *h* de Hirsch también parece ser más adecuado para valorar la relevancia de las revistas que publican estos trabajos que el propio índice *h* de JCR.

Reiteramos que el impacto real del trabajo de investigación rebasa el ámbito del trabajo académico y se refleja en el uso de la información en áreas alejadas de los círculos académicos, pero que tienen amplia repercusión en la sociedad. En Dávalos-Sotelo (2015) se apuntó que un tema de la mayor importancia se refiere a la información requerida para definir las áreas naturales protegidas. El trabajo de Williams-Linera *et al*. (2002) cumple con esta consideración, como se indicó en el trabajo citado de Dávalos-Sotelo (2015). En realidad, la referencia de Williams-Linera *et al*. (2002) se ha usado para argumentar o justificar la necesidad de otras áreas naturales igualmente importantes, como los sitios Ramsar. En este caso particular, la información de esta referencia se manejó por parte de Gordillo Morales y Cruz Paredes (2005) para justificar la aplicación de los criterios al sitio Ramsar: "Cascadas de Texolo y su entorno". Gordillo Morales y Cruz Paredes (2005) mencionan, citando a Williams-Linera *et al*. (2002) que la cascada de Texolo es un humedal rodeado de bosque mesófilo de montaña. Este ecosistema mantiene una gran biodiversidad y es sumamente importante por los servicios ambientales que proporciona a los asentamientos humanos vecinos.

Coincidentemente y de manera muy explicable, la investigación de Yáñez-Arancibia y colaboradores también es citada en este contexto por Flores-Yánez y Cabrera-Martínez (2012) como justificación para otro sitio Ramsar: "Sistema de Humedales Cuyamel-Omoa", éste ubicado en Honduras. Los redactores de esta ficha informática emplean entre las referencias bibliográficas el trabajo de Sánchez-Gil y Yañez-Arancibia (1999) al argumentar la justificación del sitio. Los autores de la Ficha Informativa del humedal Ramsar exponen, empleando la referencia de Sánchez-Gil y Yáñez-Arancibia (1999), que el sitio sustenta especies acuáticas durante el desarrollo de parte de su ciclo biológico, sobre todo en las etapas larvales y juveniles de camarón *Litopenaeus* spp, representado una de las principales actividades económicas para las comunidades aledañas a este ecosistema Otros ejemplos a mencionar son: el caso del robalo (*Centropomus* spp), de gran interés comercial e importante para la salud del ecosistema y el pez óseo la Guasa (*Epinephelus itajara*) que pertenece a la familia de los meros y que desarrolla parte de su ciclo biológico también en este humedal. Usando la misma referencia los autores de la ficha mencionan que especies de interés, tales como: camarones (*Litopenaeus* spp.), meros (*Epinephelus itajara*), robalos (*Centropomus* spp.), sábalos (*Tarpon atlanticus*) y pargos (*Lutjanus* spp.) dependen en sus estados biológicos larvales y juveniles de estos ecosistemas, migrando de los humedales al mar y viceversa; generalmente son pescados en aguas fuera del sitio en el Golfo de Honduras.

Estas dos citas desde luego que no son recogidas por la base de datos JCR de *Thomson Reuters* pero son de innegable significancia y relevancia. Con estos dos ejemplos del impacto del trabajo de los investigadores, reforza-



mos el argumento de que el valor de sus investigaciones supera lo que puede manifestarse por la pura cuenta de citas, aunque es también razonable suponer que han sido citados en múltiples ocasiones porque su trabajo de investigación es de excelencia.

Referencias

Archambault, É. y V. Larivière. 2009. History of the journal impact factor: Contingencies and consequences. *Scientometrics* 79(3):635-649.

Dávalos-Sotelo, R. 2015. Una forma de evaluar el impacto de la investigación científica. *Madera y Bosques* 21(Núm. esp.):7-16.

Flores-Yánez, R.H. y G. Cabrera-Martínez. 2012. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) – Versión 2009-2014. "Sistema de Humedales Cuyamel-Omoa". Cuerpos de Conservación Omoa (CCO), República de Honduras. 27p.

Gordillo Morales, G. y L. Cruz Paredes. 2005. Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR): "Cascadas de Texolo y su entorno". Consejo Estatal de Protección al Ambiente. Gobierno del Estado de Veracruz. Xalapa, Veracruz. 11p.

Hirsch, J.E. 2005. An index to quantify an individual's scientific research output. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102(46):16569-16572.

Salgado J.F. y D. Páez. 2007. La productividad científica y el índice h de Hirsch de la psicología social española: convergencia entre indicadores de productividad y comparación con otras áreas. *Psicothema* 19(2):179-189.

Sánchez-Gil, P. y A. Yañez-Arancibia. 1999. Grupos ecológicos funcionales y recursos pesqueros tropicales. *In*: D. Flores-Hernández, Sánchez-Gil, J.C. Seijo y F. Arreguín- Sánchez, eds. Análisis y Diagnóstico de los pesqueros críticos del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. EPOMEX Serie Científica. p:357-389.

Silva-Ayçaguer, L.C. 2012. El índice-*H* y Google Académico: una simbiosis cienciométrica inclusiva. *Acimed* 23(3):308-322.

Vanclay, J.K. 2008. Ranking forestry journals using the *h*-index. *Journal of informetrics* 2(4):326-334.

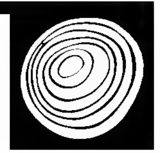
Vanclay, J.K. 2011. Impact factor: outdated artefact or stepping-stone to journal certification? *Scientometrics* 92(2):211-238.

Williams-Linera, G., R.H. Manson y E. Isunza-Vera. 2002. La fragmentación del bosque mesófilo de montaña y patrones de uso del suelo en la región oeste de Xalapa, Veracruz, México. *Madera y Bosques* 8(1):73-89.

Yáñez-Arancibia, A., R.R. Twilley y A.L. Lara-Domínguez. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques* 4(2):3-19.

Manuscrito recibido el 10 de julio de 2015.
Aceptado el 10 de julio de 2015.

Este documento se debe citar como:
Dávalos-Sotelo, R. 2015. Sobre las formas de evaluación de las revistas científicas. *Madera y Bosques* 21(3):7-15.



Características tecnológicas de la madera de dos especies de *Quercus* de Durango, México

Technological characteristics of the wood of two *Quercus* species from Durango, México

Carmen de la Paz Pérez Olvera[1*], Raymundo Dávalos-Sotelo[2], Roberto Limón Godina[3] y Paz Alejandra Quintanar Isaías[1]

1 Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Departamento de Biología. México D. F.

* Autor de correspondencia cppo@xanum.uam.mx

2 Instituto de Ecología, A. C. Red de Ambiente y Sustentabilidad. Xalapa, Veracruz, México.

3 Facultad de Contaduría y Administración. Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Dgo.

Resumen

Se determinaron las características anatómicas, físicas, mecánicas y de velocidad de secado al aire libre de la madera de cinco árboles de *Quercus sideroxyla* Humb. & Bonpl. (encino rojo) y dos de *Quercus rugosa* Née (encino blanco), recolectados en tres municipios del estado de Durango. Para el estudio anatómico macroscópico se usaron muestras de 12 cm x 7 cm x 1 cm y para el anatómico microscópico se hicieron laminillas fijas de cortes y de material disociado. Con pruebas histoquímicas se determinaron taninos. Los elementos mensurables se clasificaron con base en la media. Se incluye la posición taxonómica, características morfológicas, distribución geográfica y altitudinal y nombres comunes. Las características tecnológicas se determinaron en condición verde (saturada) y en condición seca (12% de contenido de humedad), usando probetas de diferentes dimensiones. La madera de los siete individuos, presentó características semejantes para unos casos y diferentes para otros entre subgéneros y diferencias entre individuos del mismo subgénero. Las características físicas de ambas especies se clasifican como altas a muy altas; las propiedades-mecánicas tanto en condición verde como en seca, se clasifican como duras, rígidas y resistentes para la mayoría de los casos, con la notable excepción de la resistencia en compresión paralela para las dos especies y en cortante paralelo para *Q. rugosa* que es moderadamente resistente. Los resultados se compararon con lo disponible en la literatura para ambas especies, coincidiendo en muchas características con las estudiadas en el presente trabajo. Con base en los resultados se sugieren usos.

Palabras clave: características anatómicas, propiedades físicas, propiedades mecánicas, *Quercus rugosa, Quercus sideroxyla*, secado al aire libre.

Abstract

The anatomical characteristics, physical properties, mechanical properties and air-drying speed were determined for the wood of five trees of *Quercus sideroxyla* Humb. & Bonpl. (red oak) and two of *Quercus rugosa* Nee (white Oak), collected in three municipalities of the State of Durango. For the macroscopic anatomical study specimens of 12 cm x 7 cm x 1 cm were used and for the microscopic anatomical study, thin slices were cut and used along with fragmented material. Histochemical tests were carried out to determine tannins. The measurable elements were classified based on the average. They included the taxonomic position, morphological characteristics, geographic and altitudinal distribution and common names. The technological characteristics were determined in green and dry conditions, using specimens of various dimensions. The wood of the seven individuals, presented similar characteristics in some cases and different in others between subgenera and differences between individuals of the same subgenus were recorded. The physical characteristics of both species are classified as high to very high; the mechanical properties in both green and dry conditions are classified as hard, stiff and strong in the majority of the cases, with the notable exception of the strength in compression parallel of the two species and shear parallel of *Q. rugosa* which is moderately strong. The results were compared with data available in the literature for both species, coinciding in many characteristics with the studied in the present work. Based on the results suggested applications are given.

Keywords: anatomical characteristics, physical properties, mechanical properties, *Quercus rugosa, Quercus sideroxyla*, air-drying.

Introducción

México es el país con mayor diversidad de especies del género *Quercus* (encinos); en los bosques de clima templado frío del país, representan el recurso maderable más abundante de las angiospermas (Rzedowski, 1978; Miranda y Hernández-X. 1963). En el estado de Durango crecen 36 especies de encinos, entre las que se encuentran *Quercus sideroxyla* y *Quercus rugosa*, especies con amplia distribución en el país (Zavala, 1995). Su distribución en el estado de Durango comprende lo largo y ancho de la Sierra Madre Occidental (Inegi, 2013). La superficie forestal del estado abarca 91289 km^2 de los cuáles 54844 km^2 corresponden a bosques y selvas y 36445 km^2 a vegetación de zonas áridas, hidrófila y halófila y áreas perturbadas (Inegi, 2013).

El estado de Durango se encuentra al noroeste de la parte central de la República Mexicana, quedando comprendido entre los paralelos 22°17' y 26°50' de latitud Norte y entre los meridianos 102°30' y 107°09' de longitud Oeste. El estado de Durango está ubicado en las provincias fisiográficas de la Sierra Madre Occidental, de las Sierras y Llanuras del Norte y Mesa del Centro. Tiene una superficie de 123,317 km^2 que representa 6.3% de la superficie nacional y una altitud promedio de 1775 m snm (Inafed, s/f); 46% de su superficie está en la zona templada, 31.2% en la zona semiárida, 18.8% en la zona árida y solamente 4% en la zona del trópico seco. La Sierra Madre Occidental abarca 46.56% de su territorio, con una anchura de hasta 160 km y cumbres de más de 3000 m de altura (Inegi, 2013). El estado de Durango tiene climas del grupo seco, templado y cálido con un intervalo de temperatura media anual de 8 °C a 26 °C y niveles de precipitación total anual que varían de 100 mm a 2000 mm, en las diferentes regiones del estado. La precipitación pluvial promedio mensual fue de 574 mm para el período de 1971 a 2000 (Inegi, 2013). Para 2012, la precipitación anual había disminuido a 406 mm y para 2013 aumentó ligeramente a 517 mm, aún por debajo del promedio anual en la última etapa del siglo XX; el intervalo de precipitación total anual para esos dos años fue 300 mm a 1500 mm por efecto de la prolongada sequía que ha afectado a esta región del norte de México (Inegi, 2014a).

Los estudios tecnológicos de la madera proporcionan información acerca de las propiedades de las diversas especies. Estas características influyen en los procesos de transformación, en el comportamiento en el secado, el aserrío, el maquinado y en el producto final o uso más adecuado al que se deba destinar este valioso recurso forestal, que debe estar en relación con sus propiedades (De la Paz-Pérez, 1985, De la Paz-Pérez *et al*, 2000, De la Paz-Pérez y Dávalos, 2008).

Objetivo

Describir la anatomía, las propiedades físicas y mecánicas en condición verde y al 12% de humedad y la velocidad de secado al aire libre, de la madera de cinco árboles de *Quercus sideroxyla* (encino rojo) y dos de *Quercus rugosa* (encino blanco), recolectados en tres municipios del estado de Durango.

Materiales y métodos

Los siete árboles, cuya madera se estudió, fueron recolectados en el estado de Durango, en los municipios de: Santiago Papasquiaro, San Dimas y Durango para *Q. sideroxyla* y en el municipio de Durango para *Q. rugosa*, entre los 2600 m y 2740 m snm (Fig. 1). Se dan las características climáticas para cada sitio de recolección basadas en el Servicio Meteorológico Nacional (2014). Para ambas especies se proporcionan: su posición taxonómica, su distribución geográfica y altitudinal, sus nombres comunes y sus características morfológicas, con base en Trelease (1924), McVaugh (1974), Martínez (1981), González (1986), Nixon (1993), Zavala (1995) y Valencia (2004). Los especímenes de respaldo se registraron en el Herbario y en la Xiloteca de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa (Tabla 1).

Anatomía

De cada árbol se obtuvieron cuatro trozas de 2.50 m medida de base a copa. A la altura de 2.50 m se cortaron dos rodajas de 5 cm de grosor; de una de ellas se obtuvie-



ron tablillas transversales y de la otra se obtuvieron cubos de 1 cm x 1 cm, tanto de albura como de duramen (Fig. 2a). Los cubos se ablandaron a ebullición en agua destilada, alrededor de 30 horas para el encino rojo y 50 horas para el encino blanco, para obtener cortes transversales, tangenciales y radiales de 15 µm a 20 µm de grosor. Los cortes se tiñeron con Safranina-Verde Rápido de acuerdo con López *et al.* (2005) y se montaron con entellán. De los mismos cubos se obtuvieron astillas a las que se les agregó una solución a partes iguales de ácido acético glacial, ácido nítrico, ácido láctico y glicerina, para obtener material disociado; este se tiñó con pardo de Bismark y se montó con gelatina glicerinada (Johansen, 1940). De la troza inferior se obtuvieron tablillas longitudinales de 12 cm x 7 cm x 1 cm que junto con las transversales, se emplearon para describir las características macroscópicas de acuerdo con Tortorelli (1956); para el color se usaron las tablas de Munsell Color (1990).

A los elementos mensurables se les hizo un análisis estadístico univariado y se clasificaron con base en la media, de acuerdo con Chattaway (1932), IAWA Committee (1937; 1939). Para la descripción microscópica se consideró a IAWA Committee (1964; 1989). Para la detección de los taninos se usó la técnica de vainillina–HCl y, para grasas, rojo de aceite "O" (Sandoval, 2005; Tapia *et al*, 2014).

Propiedades tecnológicas

Los ensayos se efectuaron de acuerdo con la norma ASTM-D-143 (2000). Se utilizó el método primario de ensayo de probetas pequeñas libres de defectos. Se seleccionaron tres trozas por árbol, las más cercanas a la base, y dos probetas por tipo de prueba y por troza para cada condición de humedad (Fig. 2b). El método de selección para cada pro-



Figura 1. Sitios de recolección.

Tabla 1. Datos de recolección y registros.

Municipio	Localidad	Longitud W	Latitud N	Altitud msnm	Árbol	Altura total (m)	DAP (cm)	Herbario	Xiloteca
				Quercus sideroxyla					
Santiago Papasquiaro	Cañada San Miguel	106° 09' 15.6"	25° 06' 07.2"	2606	20	18	47.5	72117	M-240
	El Negro y Nexos	106° 09' 17.9"	25° 06' 05.0"	2604	22	18	59.0	72119	M-242
San Dimas	Puentecillas	105° 55' 51.9"	24° 19' 59.1"	2715	1	21	46.7	72120	M-222
		105° 55' 53.1"	24° 19' 59.8"	2719	2	19	55.6	72121	M-223
Durango	Cuevecillas y Culebras	104° 52' 10.5"	23° 30' 48.5"	2729	10	17	46.2	72122	M-230
				Quercus rugosa					
Durango	Cuevecillas y Culebras	104° 51' 45.6"	23° 30' 24.7"	2733	11	19	51.9	75647	M-231
		104° 51' 40.4"	23° 30' 22.2"	2729	12	16	60.2	75648	M-232

beta fue idéntico para todos los árboles. Las pruebas mecánicas se realizaron en una máquina universal de ensayos *INSTRON 300DX-F2-G1* con capacidad de 300 kN, los de impacto en una máquina tipo péndulo Charpy (Fig. 3). Los ensayos se llevaron a cabo en el Instituto de Ecología, A. C. en el LINCE-Laboratorio de Pruebas del Centro Regional Durango y los de impacto en el Laboratorio de Ingeniería Mecánica, del Instituto Tecnológico de Durango.

Propiedades físicas

Se ensayaron: densidad básica, contracciones radiales, tangenciales y volumétricas; a partir de estas últimas se calculó el coeficiente de anisotropía. La densidad se clasificó de acuerdo con Torelli (1982), las contracciones, de acuerdo con Echenique-Manrique *et al.* (1975).

Propiedades mecánicas

Se ensayaron: flexión estática, compresión paralela a la fibra, compresión perpendicular a la fibra, dureza Janka, cortante paralelo a la fibra e impacto. Los valores de carga se registraron en Newtons (N) y los esfuerzos se calcularon en MPa. Las propiedades mecánicas en condición verde se clasificaron de acuerdo con Dávalos y Bárcenas (1998). Las propiedades mecánicas en condición seca se clasificaron de acuerdo con Dávalos y Bárcenas (1999). No se clasificaron las características de impacto por no contar con una clasificación adecuada para el experimento efectuado.

Cálculo de propiedades físicas

Densidad básica

Las probetas midieron 50 mm x 50 mm x 25 mm, se obtuvieron de cada uno de los ensayos mecánicos tanto en condición verde como al 12% de contenido de humedad. La densidad se calculó con la siguiente ecuación:

$$D_b = \frac{P_a}{V_v} \qquad (1)$$

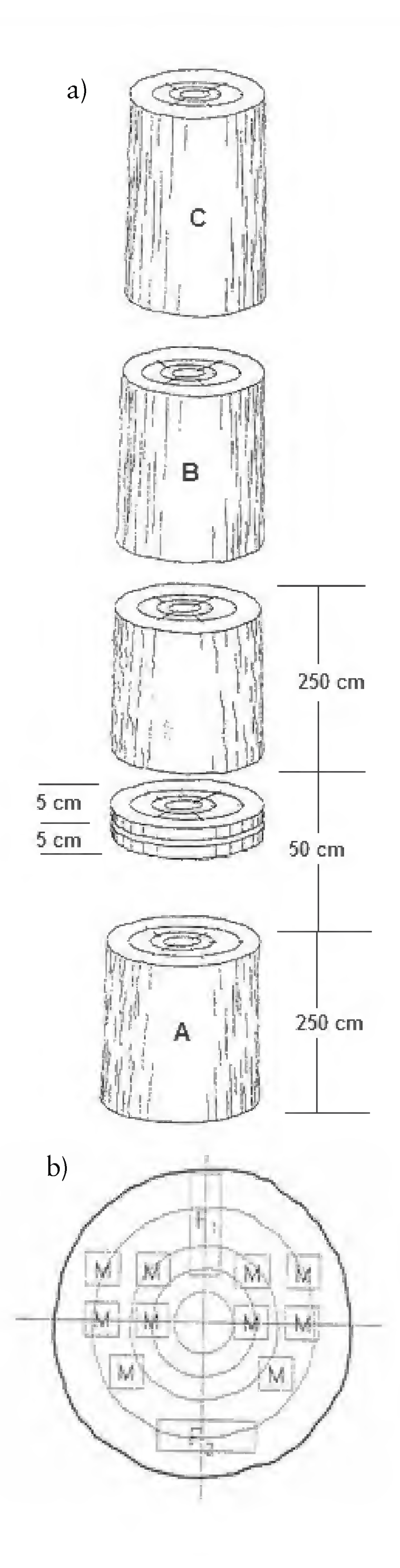


Figura 2. Obtención del material de estudio.

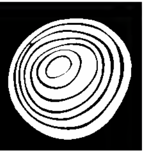




Figura 3. Máquina tipo péndulo para prueba de impacto.

Donde:

D_b = densidad básica en g/cm^3

P_a = peso anhidro de la madera en g

V_v = volumen verde de la probeta en cm^3

Contracción tangencial y contracción radial

Las probetas midieron 25 mm x 25 mm x 100 mm. Se elaboraron en dirección tangencial y radial. Primero se midieron en condición verde utilizando un vernier digital y se pesaron en una báscula; posteriormente se secaron al aire libre hasta alcanzar un peso constante (contenido de humedad en equilibrio) y se registró su dimensión y peso. Finalmente se obtuvieron las dimensiones y peso en condición anhidra, después de haber colocado las probetas en una estufa de secado a 100°± 3° por 24 horas. Los valores se calcularon con la siguiente ecuación:

$$CT\ o\ CR = \frac{D_v - D_0}{D_v}(100) \qquad (2)$$

Donde:

CT = contracción tangencial en porciento

CR = contracción radial en porciento

D_v = dimensión en condición verde en mm

D_0 = dimensión en condición anhidra en mm

Contracción volumétrica

Las probetas midieron 25 mm x 25 mm x 100 mm. Primero se midieron en condición verde. Después se secaron al aire libre hasta alcanzar 12% de contenido de humedad; posteriormente se secaron en una estufa de secado a 100°C ± 3°C por 24 horas o hasta alcanzar el peso anhidro y se midieron las dimensiones en esa condición. La contracción se calculó con la siguiente ecuación:

$$CV = \frac{V_v - V_a}{V_v}(100) \qquad (3)$$

Donde:

C_v = contracción volumétrica en porciento

V_v = volumen verde en mm^3

V_a = volumen anhidro en mm^3

Coeficiente de anisotropía

Esta propiedad representa una medida de la estabilidad dimensional de la madera. Se calcula a partir de los valores medidos de las contracciones tangencial y radial con la siguiente ecuación:

$$CA = \frac{CV}{CR} \qquad (4)$$

Donde:

CA = coeficiente de anisotropía

CT = contracción tangencial en porciento

CR = contracción radial en porciento

Cálculo de propiedades mecánicas

Flexión estática

Las probetas midieron 50 mm x 50 mm x 760 mm. La probeta se apoyaba longitudinalmente en sus extremos y la carga se aplicaba sobre la cara tangencial. Se elaboró la gráfica carga-deformación para obtener los valores de módulo de ruptura (MOR) y módulo de elasticidad en flexión (MOE), indicador de la rigidez. Se calcularon con las siguientes ecuaciones:

$$MOR = \frac{1.5 P_{máx} L}{bh^2} \qquad (5)$$

Donde

MOR = módulo de ruptura en MPa

$P_{máx}$ = carga máxima en N

L = longitud del claro de carga en mm
b = ancho de la probeta en mm
h = peralte de la probeta en mm

$$MOE = \frac{P_{LP}L^3}{4\Delta_{LP}bh^3} \quad (6)$$

MOE = módulo de elasticidad en flexión en MPa
P_{LP} = carga en el límite proporcional en N
Δ_{LP} = deformación en el límite proporcional en mm

Compresión paralela a la fibra

Las probetas midieron 50 mm x 50 mm x 200 mm. La carga se aplicó en la sección transversal. Antes de efectuar el ensayo, los extremos de la probeta se secaron aplicando una fuente calorífica directa (focos infrarrojos) en cada extremo, para evitar falla por escobillamiento en los extremos de la probeta y propiciar la falla en el centro de la misma. Los valores que se calculan son el esfuerzo máximo ($E_{máx}$) y el módulo de elasticidad (MOE) con las siguientes ecuaciones:

$$E_{máx} = \frac{P_{máx}}{bh} \quad (7)$$

Donde:
$E_{máx}$ = esfuerzo máximo en compresión paralela en MPa
$P_{máx}$ = carga máxima en N
b = ancho de la probeta en mm
h = grueso de la probeta en mm

$$MOE_{CP} = \frac{P_{LP}L}{bh\Delta_{LP}} \quad (8)$$

Donde:
MOE_{CP} = módulo de elasticidad en compresión paralela en MPa
P_{LP} = carga en el límite proporcional en N
L = longitud de medición de deformaciones = 150 mm
Δ_{LP} = deformación en el límite proporcional en mm

Compresión perpendicular a la fibra

Las probetas midieron 50 mm x 50 mm x 150 mm. La carga se aplicó mediante un bloque de acero de 50 mm x 50 mm que se colocó en la zona central de la probeta, sobre una cara radial. Se generó la gráfica carga-deformación, de la cual se obtuvieron los valores de carga a 2.5 mm de deformación y en el límite de proporcionalidad. Con estos valores se calcularon los esfuerzos de compresión perpendicular correspondientes (a 2.5 mm de deformación y en el límite de proporcionalidad). A partir de la misma gráfica, se obtuvo el módulo de elasticidad (MOE). Estos resultados se calcularon con las siguientes ecuaciones:

$$F_{\perp} = \frac{P_{2.5}}{50b} \quad (9)$$

Donde:
$F_{\perp}$ = esfuerzo en compresión perpendicular en MPa
b = ancho de la probeta en mm
50 = ancho del bloque aplicador de carga en mm
$P_{2.5}$ = carga a 2.5 mm de deformación

$$E_{LP} = \frac{P_{LP}}{50b} \quad (10)$$

Donde:
E_{LP} = esfuerzo en el límite proporcional en compresión perpendicular en MPa
P_{LP} = carga en el límite proporcional en N
b = ancho en mm

$$MOE_{perp} = \frac{P_{LP}h}{b*50\Delta_{LP}} \quad (11)$$

Donde:
MOE_{perp} = módulo de elasticidad en compresión perpendicular en MPa
P_{LP} = carga en el límite proporcional en N
Δ_{LP} = deformación en el límite proporcional en mm
h = grueso de la probeta en mm

Dureza Janka

Las probetas fueron las mismas que se usaron previamente para la compresión perpendicular. Se aplicó una fuerza, mediante de una semiesfera de metal de 11.3 mm



de diámetro, sobre cada una de las seis caras de la probeta: dos tangenciales, dos radiales y dos transversales. Se registró la fuerza necesaria para que penetrara la semiesfera completa y se obtuvieron los promedios. Al promedio de las cuatro lecturas sobre las dos caras tangenciales y las dos radiales se le llama dureza lateral y al promedio de las dos transversales se le denomina dureza en extremos.

Cortante paralelo a la fibra

Las probetas midieron 50 mm x 50 mm x 63 mm. La carga se aplicó sobre la pestaña inferior de la cara transversal para desprender una parte de la probeta por el plano de cortante. El esfuerzo se calculó con la siguiente ecuación:

$$F_v = \frac{P_v}{bh} \qquad (12)$$

Donde:

F_v = esfuerzo máximo en cortante paralelo a la fibra en (MPa)

P_v = carga máxima en N

b = ancho en mm

h = grueso en mm

Impacto

Las probetas midieron 20 mm x 20 mm x 300 mm. La prueba tipo péndulo Charpy consiste en aplicar una carga de impacto a la probeta, sobre un claro de carga (distancia entre apoyos) de 254 mm, dejando caer un péndulo desde una determinada altura y aplicando la carga dinámica al centro del espécimen. El péndulo se eleva a un ángulo de 160^0 que corresponde a su posición más alta, asegurando el brazo del péndulo con el sujetador de la máquina. La aguja de medición del ángulo final se coloca en la posición cero antes de permitir la caída del péndulo; cuando éste ha hecho todo el recorrido posible después de golpear y romper la probeta, se aplica el freno para detener su movimiento y se procede a tomar la lectura del ángulo final y de la energía absorbida por el impacto en un disco graduado.

Ajustes por contenido de humedad

El ajuste de las propiedades mecánicas para pequeñas probetas libres de defectos se hizo de acuerdo con la norma ASTM D-2915 (1993), excepto para el caso de compresión perpendicular y Dureza Janka. para las cuales los factores de ajuste no han sido publicados y se generaron para este estudio a partir de los resultados de estos experimentos; los valores de los factores de ajuste están incluidos en la tabla 2.

Los resultados de resistencia mecánica en condición seca se ajustaron con la siguiente ecuación:

$$MOR_{12} = MOR\frac{(\alpha\text{-}\beta M_2)}{(\alpha\text{-}\beta M_1)} \qquad (13)$$

Donde:

MOR_{12} = propiedad ajustada a un contenido de humedad de 12%

MOR = propiedad con el contenido de humedad al momento del ensayo

M_1 = contenido de humedad que se ajusta (12%)

M_2 = contenido de humedad al momento del ensayo

α, β = coeficientes para las diferentes propiedades de resistencia (Tabla 2).

Tabla 2. Coeficientes de ajuste por contenido de humedad de las propiedades mecánicas para probetas pequeñas , libres de defectos.

Propiedad	Alfa	Beta
Flexión estática	1.75	0.033
Compresión paralela a la fibra	2.75	0.0833
Módulo de elasticidad	1.44	0.02
Cortante paralelo a la fibra	1.33	0.167
Compresión perpendicular a la fibra	1.80	0.035
Dureza Janka	1.60	0.027

Secado al aire libre de la madera bajo cubierta

Esta parte del estudio se efectuó para monitorear el progreso del proceso de secado. Se armaron pilas de secado bajo cubierta para proteger a la madera de la lluvia y de los rayos directos del sol, pero se ubicaron cerca de un claro en

el techo que permitió la circulación del aire. Se hizo una pila con todas las tablas elaboradas (las que no fueron destinadas a ensayos en condición verde) a partir de las trozas recolectadas y se seleccionaron dos testigos por árbol colectado, que se monitorearon rutinariamente por un período de 47 días, hasta que se alcanzó un peso constante de los testigos (septiembre a noviembre de 2008). Los testigos midieron 2.8 cm x 12.2 cm x 121.5 cm. Se midió el peso inicial y el peso actual o corriente dos veces por semana. Al final del experimento se determinó el peso anhidro de un espécimen de cada testigo y se calculó el contenido de humedad final. Con los datos de peso registrados periódicamente se estimaron los valores de contenido de humedad de cada momento del registro. Las variables ambientales (humedad relativa y temperatura) se registraron de manera continua con un termo-hidrógrafo digital. Con estos datos se determinó el contenido de humedad en equilibrio de la época en que se hizo el experimento.

Clima de los sitios de recolección

Los datos fueron obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional (2014). En cada caso corresponden a los valores promedio de las tres estaciones meteorológicas más cercanas al sitio de recolección.

Santiago Papasquiaro (Tabla A)
Clima templado subhúmedo con lluvia en verano. Temperatura (promedios anuales) máxima 19.8 °C; media 12.1 °C; mínima 4.3 °C. Precipitación media anual: 1237 mm (Fig. 4a).

San Dimas (Tabla B)
Clima templado subhúmedo. Temperatura (promedios anuales) máxima 20.7 °C; media 11.1 °C; mínima 1.5 °C. Precipitación media anual: 1067 mm (Fig. 4b).

Durango (Tabla C)
Clima templado en la porción occidental o de la sierra. Temperatura (promedios anuales) máxima: 20.0 °C; media 11.4 °C; mínima: 2.9 °C. Precipitación media anual: 901 mm (Fig. 4c).

En las figuras 4d y 4e se presentan los mapas de temperatura media anual y precipitación anual de la región donde se ubican los sitios de recolección; estos mapas fue-

Tabla A. Santiago Papasquiaro, estaciones analizadas.

Estación	Nombre	Municipio	Latitud N	Longitud O	Altitud (m snm)
10071	San Miguel de Lobos	Tepehuanes	25° 09′ 45″	105° 58′ 05″	2300
10087	Vascogil	Canelas	25° 08′ 45″	106° 21′ 45″	2377
10018	El Cantil	Santiago Papasquiaro	24° 57′ 08″	106° 16′ 00″	2235
		Sitio de recolección	25° 06′ 00″	106° 09′ 18″	2605

Tabla B. San Dimas, estaciones analizadas.

Estación	Nombre	Municipio	Latitud N	Longitud O	Altitud (m snm)
10160	Agua Blanca	San Dimas	24° 26′ 38″	105° 47′ 06″	2500
10042	Las Truchas	San Dimas	24° 10′ 28″	105° 58′ 00″	1794
10043	Las Vegas	San Dimas	24° 10′ 49″	105° 28′ 12″	1391
		Sitio de recolección	24° 19′ 59″	105° 55′ 52″	2717

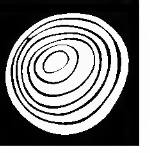


Tabla C. Durango, estaciones analizadas.

Estación	Nombre	Municipio	Latitud N	Longitud O	Altitud (m snm)
10040	Las Bayas	Durango	23° 30' 16"	104° 49' 28"	2600
10124	La Flor	Durango	23° 31' 54"	104° 43' 22"	2300
10073	Santa Bárbara	Durango	23° 47' 00"	104° 54' 00"	2316
		Sito de recolección	23° 30' 18"	104° 51' 44"	2730

ron generados con los datos de Atlas Climático de México elaborado por el Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM (http://atlasclimatico.unam.mx/atlas/kml/: Parámetros Bioclimáticos 1902-2011) y se elaboraron con el software de acceso libre gnuplot (http://www.gnuplot.info/).

Suelos

El estado de Durango presenta una gran heterogeneidad de los factores formadores del suelo, como son: litología superficial, clima, cobertura vegetal, relieve complejo, y actividades humanas. Por lo tanto, también existe una gran variación en los suelos del estado, esta variación se presenta tanto en forma horizontal como en forma vertical en los diferentes horizontes. En el estado de Durango se presentan la mayoría de las unidades y subunidades establecidas en el Sistema de Clasificación del Suelo utilizado por Inegi. Los suelos dominantes son el Litosol, Regosol y Feozem, seguidos por Xerosol, Cambisol, Rendzina, Yermosol, Castañozem, Vertisol y otras unidades en menor proporción (Gobierno del Estado de Durango, 2011).

El suelo dominante en los sitios de muestreo es como sigue (Inegi, 2014b):

Santiago Papasquiaro: Suelo Regosol.
San Dimas: Cambisol
Durango: Regosol eútrico

Resultados

Características de las especies

1. *Quercus sideroxyla* Humb. & Bonpl.
   División: Magnoliophyta
   Clase: Magnoliopsida (Dicotiledónea)
   Subclase: Hamamelidaceae
   Orden: Fagales
   Familia: Fagaceae
   Subgénero Erythrobalanus (Trelease, 1924); Cyclobalanopsis (Nixon, 1993)
   Distribución geográfica en México (Fig. 5a.)
   Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Jalisco, Aguascalientes, Guanajuato e Hidalgo
   Distribución en el estado de Durango (Fig. 5b.)
   Guanaceví, Tepehuanes, Topia, Canelas, Santiago Papasquiaro, Otáez, San Dimas, Canatlán, Durango, Pueblo Nuevo, Suchil y Mexquital.
   Distribución altitudinal:2400 m a 2750 m snm
   Nombres comunes: encino, encino colorado, encino duraznillo

Características morfológicas (Lámina 1; 20-10a)

Árbol monoico, caducifolio, de 5 m a 9 m de altura, tronco de 40 cm a 60 cm de diámetro (DAP). Corteza en placas castaño oscuro, separadas por surcos profundos. Hojas coriáceas y rígidas, oblanceoladas a ovobadas o elíptico-oblongas, de 3.5 cm a 7.5 cm de largo y de 1.5 cm a 3.5 cm de ancho, borde grueso y revoluto, con 1 a 5 dientes triangulares hacia el ápice, cada uno con una espina aristada, haz verde amarillento, glabro, excepto en la base de la nervadura central, envés tomentoso blanco amarillento, base cordada-auriculada o redondeada. Peciolo tomentoso, de 3 mm a 9 mm de largo. Fruto o bellota ovoide, bianual, de 10 mm a 13 mm de largo y 10 mm de ancho,

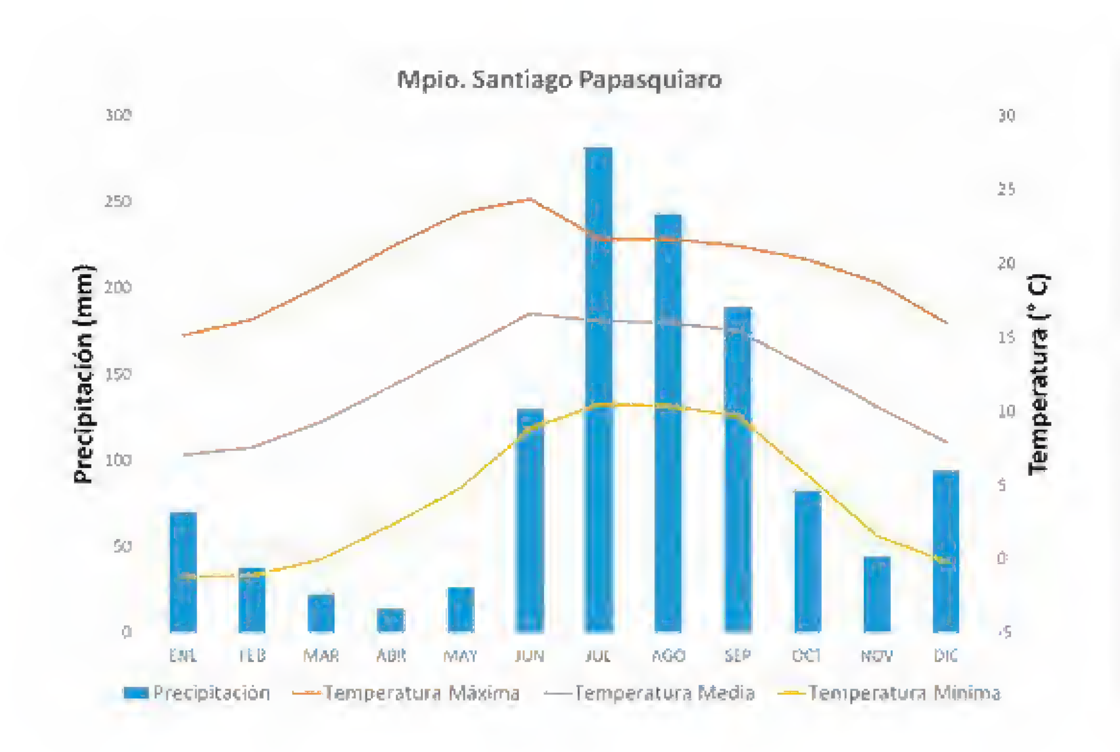


Figura 4a. Distribución de la precipitación y la temperatura en la zona de Santiago Papasquiaro, Dgo.

Mpio. San Dimas

Figura 4b. Distribución de la precipitación y la temperatura en la zona de San Dimas, Dgo.

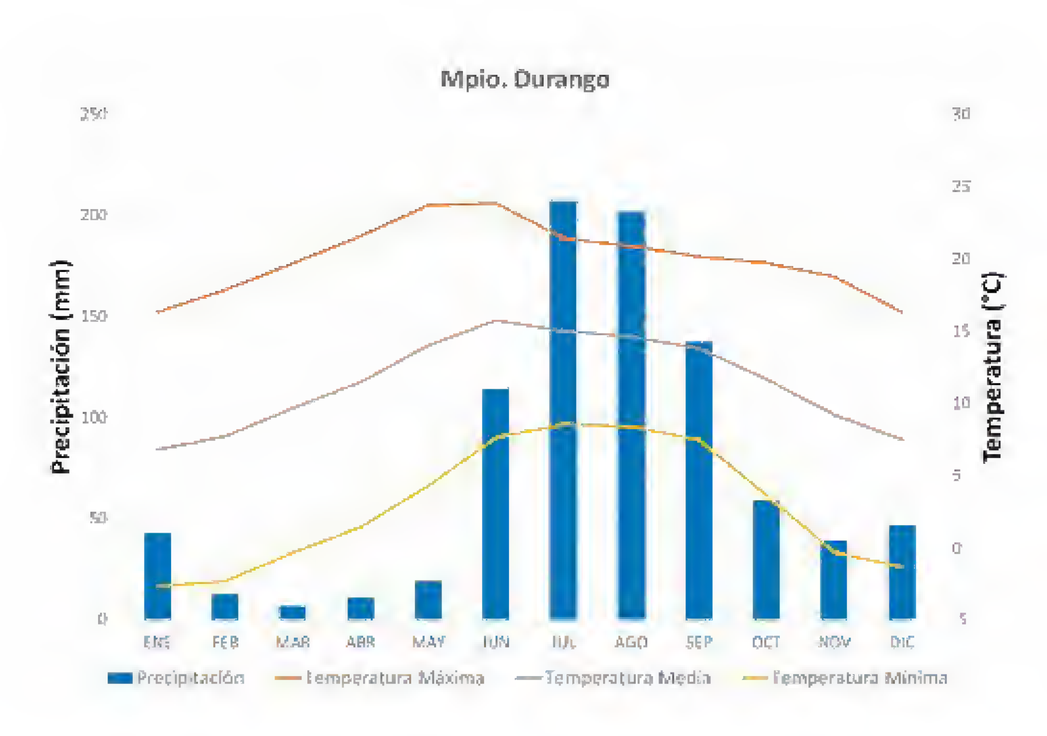


Figura 4c. Distribución de la precipitación y la temperatura en la zona de Durango, Dgo.

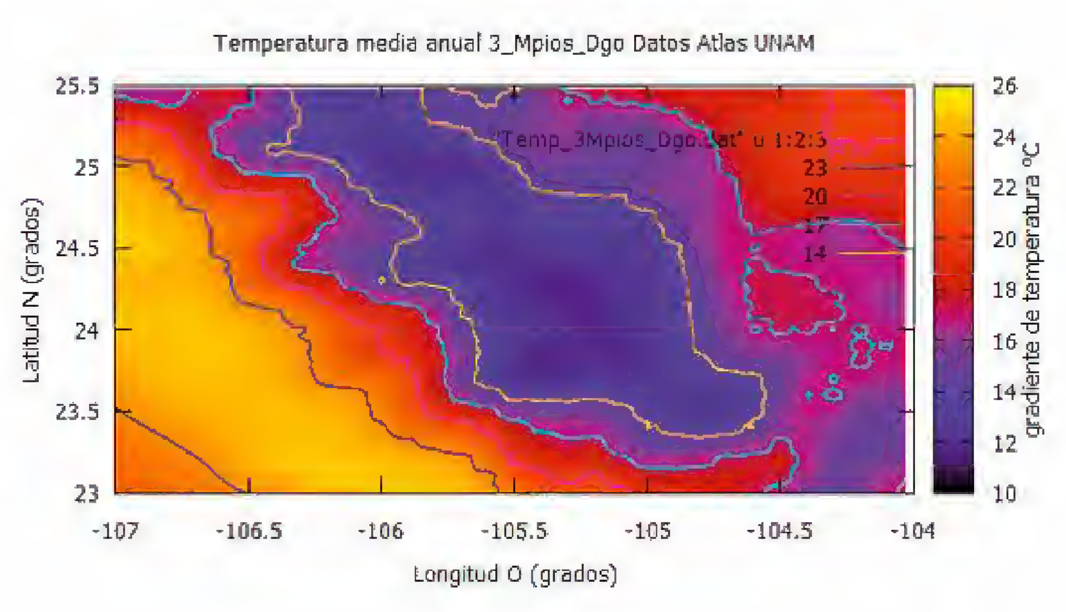


Figura 4d. Temperatura media anual en la zona de recolección de los árboles.

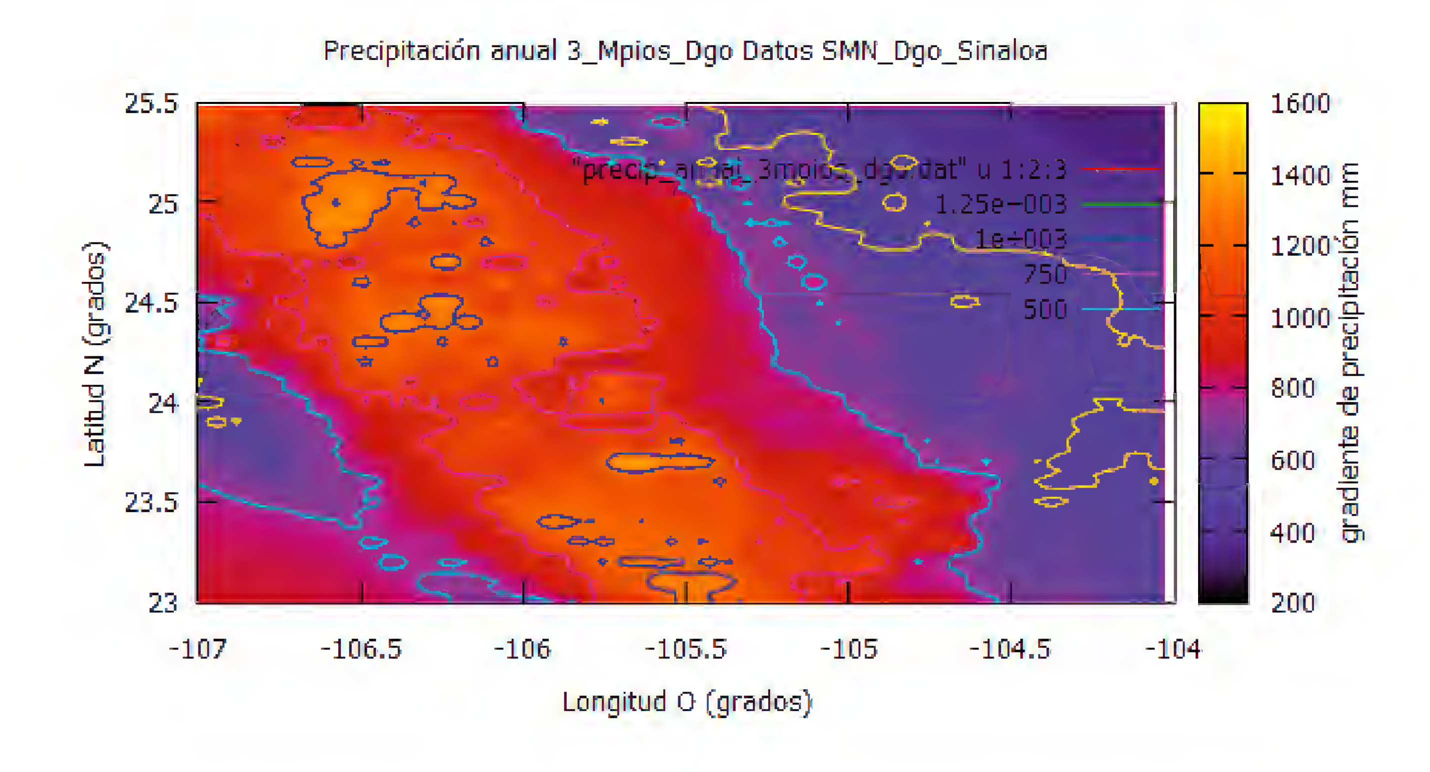
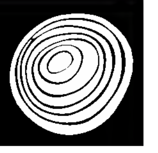


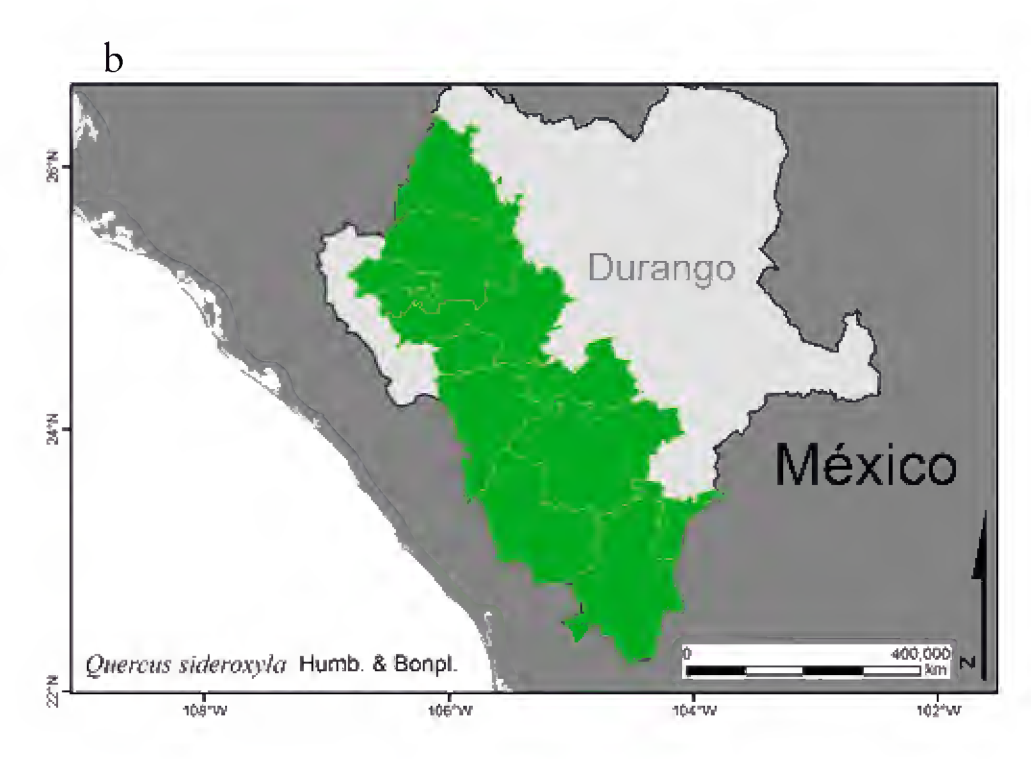
Figura 4e. Precipitación media anual en la zona de recolección de los árboles.



a



b



c



Figura 5. Distribución geográfica de las dos especies. *Quercus sideroxyla*. a. México. b. Durango. *Quercus rugosa*. c. México. b. Durango.

solitario o en pares, incluido un tercio en la cúpula, sésil o con un pedúnculo de 1 mm a 2 mm de longitud.

Características anatómicas de la madera

Características macroscópicas

Santiago Papasquiaro, San Dimas, Durango (Lámina 2 y Tabla 3). La madera de los cinco árboles presenta diferencia de color entre albura y duramen, la albura es rosa y el duramen varía en los cinco individuos.

Plano transversal. En el árbol 20 de Santiago Papasquiaro, el parénquima es blanco rosado, los radios son rosa pálido y las fibras castaño rojizo. En el árbol 22 de Santiago Papasquiaro, el parénquima y los radios son rosas y las fibras castaño rojizo oscuro. En los árboles 1 y 2 de San Dimas, el parénquima es castaño muy pálido, los radios son rosa claro y las fibras, en el árbol 1, castaño grisáceo y en el árbol 2, castaño oscuro. En el árbol 10 de Durango, el parénquima y los radios son blanco rosado y las fibras son castaño claro.

Plano tangencial. El árbol 20 de Santiago Papasquiaro tiene los radios color gris rojizo oscuro. El árbol 22 del mismo municipio, el 2 de San Dimas y el 10 de Durango, los radios son castaño oscuro. El árbol 1 de San Dimas, los radios son castaño claro.

Plano radial. El árbol 20 de Santiago Papasquiaro y el árbol 10 de Durango, los radios tienen un tono castaño rojizo. El árbol 22 de Santiago tiene los radios de un tono rosado. El árbol 1 de San Dimas son castaños y el árbol 2 de San Dimas, no marca la figura características de los encinos en este corte.

La madera de los cinco individuos, no presenta olor ni sabor característicos, el brillo es mediano en los planos transversales y tangenciales y alto en los planos radiales, el veteado es pronunciado, la textura gruesa y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por los poros de la madera temprana y una hilera de parénquima.

Características microscópicas

Santiago Papasquiaro, San Dimas, Durango (Lámina 3 y Tabla 4). El árbol 20 de Santiago, los árboles 1 y 2 de San

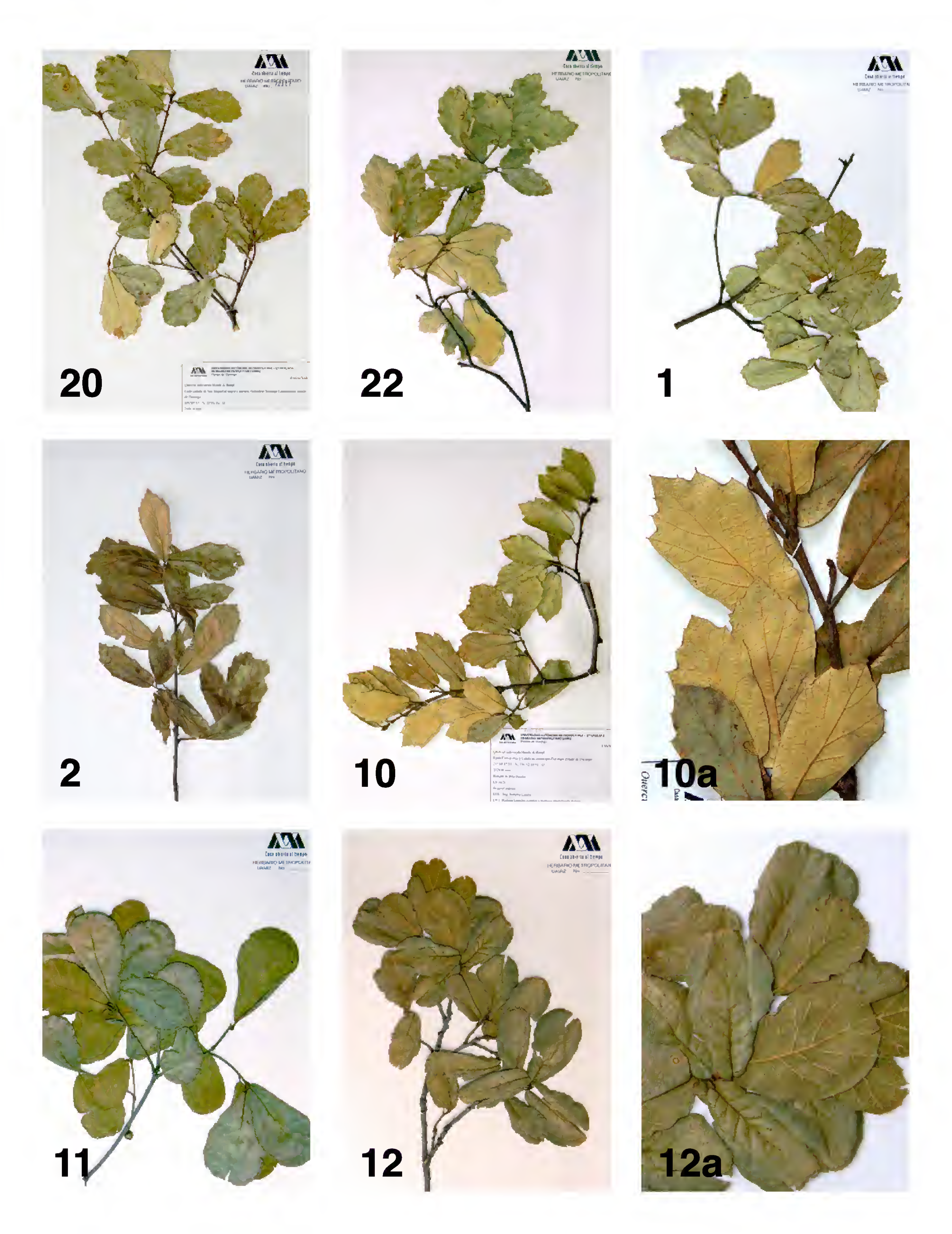
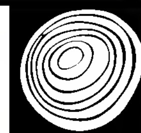


Lámina 1. Características morfológicas. 20-10a *Quercus sideroxyla*. 20-22. Santiago Papasquiaro. 1-2. San Dimas. 10-10a. Durango. 10a. Acercamiento. 11-12a *Quercus rugosa*. 11-12a. Durango. 12a. Acercamiento.



Transversales

Árbol 20 M-240 | Árbol 22 M-242 | Árbol 1 M-222 | Árbol 2 M-223 | Árbol 10 M-230

Tangenciales

Árbol 20 M-240 | Árbol 22 M-242 | Árbol 1 M-222 | Árbol 2 M-223 | Árbol 10 M-230

Radiales

Árbol 20 M-240 | Árbol 22 M-242 | Árbol 1 M-222 | Árbol 2 M-223 | Árbol 10 M-230

Lámina 2. Tablillas de *Quercus sideroxyla*. a. transversales. b. tangenciales. c. radiales. 20-22. Santiago Papasquiaro. 1-2. San Dimas. 10. Durango.

Tabla 3. Características anatómicas macroscópicas de *Quercus sideroxyla*

Municipio/Árbol	Color	Olor y Sabor	Brillo	Veteado	Textura	Hilo	Anillos
Santiago Papasquiaro Árbol 20	A. rosa D. castaño rojizo claro R. castaño rojizo oscuro	Sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados
Santiago Papasquiaro Árbol 22	A. rosa D. castaño rojizo claro R. castaño rojizo oscuro	Sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados
San Dimas Árbol 1	A. rosa D. castaño rojizo claro R. castaño rojizo oscuro	Sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados
San Dimas Árbol 2	A. rosa D. castaño rojizo claro R. castaño rojizo oscuro	Sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados
Durango Árbol 10	A. rosa D. castaño rojizo claro R. castaño rojizo oscuro	Sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados

A=albura, D=duramen, R=radios multiseriados

Dimas y el 10 de Durango, marcan porosidad anular; el árbol 22 de Santiago la presenta poco marcada, los poros son solitarios, poco numerosos, de diámetro tangencial mediano y longitud corta en la madera temprana y diámetro pequeño y longitud mediana en la tardía, todos presentan tílides, más abundantes en el árbol 20 de Santiago y 10 de Durango. En los cinco ejemplares se observan traqueidas vasicéntricas.

Todos los árboles, presentan parénquima difuso agregado, los radios son uniseriados y multiseriados, homogéneos, formados por células procumbentes. Los uniseriados son numerosos y bajos, los multiseriados son poco numerosos, muy altos y muy anchos y extremadamente anchos en el árbol 22 de Santiago. En ambos radios y en los cinco individuos estudiados hay presencia de taninos, abundantes en los árboles 1 y 2 de San Dimas. El árbol 22 de Santiago, presenta cristales prismáticos en algunas células de los radios.

Las fibras son de tipo libriforme y fibrotraqueidas, las libriformes más abundantes. En el árbol 20 de Santiago y en los árboles 1 y 2 de San Dimas son de longitud mediana; en el árbol 22 de Santiago y 10 de Durango son largas, en todos son de diámetro fino, en el árbol 20 de Santiago, 1 y 2 de San Dimas y 10 de Durango, son de pared gruesa y en el árbol 22 de Santiago, son de pared muy gruesa.

Los anillos de crecimiento están marcados por los poros de la madera temprana y de dos a cuatro hileras de parénquima y de dos a cuatro hileras de fibras, en la madera tardía.

Propiedades físicas

En la tabla 5 se presentan los resultados de densidad, contracciones radial, tangencial y volumétrica, así como el coeficiente de anisotropía que *Q. sideroxyla*.

Propiedades mecánicas

Las propiedades mecánicas obtenidas para *Q. sideroxyla* en condiciones verde y seca se presentan en las tablas 6 y 7 respectivamente.

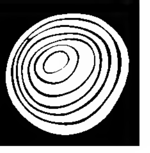


Tabla 4. Características anatómicas mensurables de *Quercus sideroxyla*.

Localidad	Vasos						Radios						Fibras		
	Poros				Elementos		Uniseriados		Multiseriados						
3	mm^{-2}		diámetro tangencial*		longitud*		mm^{-1}	células	no x 5mm	altura cm	anchura*	series	longitud*	diámetro*	grosor de pared*
	MT	Mt	MT	Mt	MT	Mt									
	Pocos	pocos	mediano	pequeño	corta	mediana	numerosos	bajos	pocos	Muy altos	muy anchos		mediana	fino	gruesa
Santiago	2	4	150	40	170	400	7	8	1	0.4	280	10	1100	8	6
Papasquiaro	5	7	270	130	370	600	12	31	2	3.0	440	34	1880	14	10
Árbol 20	3	5	200	90	301	482	9	15	2	2.5	360	24	1500	12	8
	pocos	pocos	mediano	mediano	corta	mediana	numerosos	bajos	pocos	Muy altos	ext. anchos		largas	fino	muy gruesa
Santiago	3	5	110	70	120	350	8	15	1	0.4	310	16	1500	6	6
Papasquiaro	5	7	220	155	320	500	15	36	2	2.5	900	47	2260	11	10
Árbol-22	4	5	160	110	224	500	10	20	2	2.0	600	35	1900	8	10
	pocos	pocos	mediano	mediano	corta	mediana	numerosos	bajos	pocos	Muy altos	muy anchos		mediana	fino	gruesa
San Dimas	2	3	130	50	70	150	8	5	2	0.7	180	11	1240	8	6
Árbol 1	5	6	250	140	350	570	13	27	4	3.5	420	25	2200	14	8
	3	4	181	100	262	411	10	16	3	2.0	300	18	1600	12	8
	pocos	pocos	mediano	mediano	corta	mediana	numerosos	bajos	pocos	Muy altos	muy anchos		mediana	fino	gruesa
San Dimas	2	3	90	60	130	300	7	9	2	0.4	240	16	1040	6	4
Árbol 2	5	6	250	160	480	650	12	32	4	4.0	430	25	1840	12	8
	3	4	190	121	237	390	9	20	3	3.5	320	19	1300	10	6
	pocos	pocos	mediano	pequeño	corta	mediana	numerosos	bajos	pocos	Muy altos	muy anchos		largas	fino	gruesa
Durango	2	3	120	30	150	390	7	13	2	0.3	220	15	1600	10	6
Árbol 10	4	5	240	160	370	600	13	34	3	4.0	420	25	2660	16	10
	3	4	200	100	270	483	10	16	3	3.5	300	18	1800	12	8

MT= madera temprana, Mt= madera tardía, ext= extremadamente *= micrómetros



LÁMINA 3. *Quercus sideroxyla*. a. Cortes transversales (10x). b. Cortes tangenciales (10x). c. Cortes radiales (20x). 20-22. Santiago Papasquiaro. 1-2. San Dimas. 10. Durango.

Para la propiedad de impacto, en ambas condiciones, no se cuenta una tabla de clasificación adecuada para la prueba usada (Charpy).

Resultados del secado al aire libre (Tabla 8)

La prueba de tiempo de secado al aire libre se prolongó por 47 días, hasta que los testigos llegaron a un peso constante. El encino rojo se seca a una tasa del doble que el encino blanco. El *Q. sideroxyla* alcanzó un menor valor de contenido de humedad (*CH*) al finalizar el proceso de secado que el *Q. rugosa*, alcanzando el valor del contenido de humedad en equilibrio (*CHE*) en 47 días. El encino blanco no alcanzó el mismo valor de CH en ese tiempo, pero el experimento se interrumpió en esa fecha pues ya se habían conseguido los objetivos del estudio que eran comparar el tiempo de secado entre las dos especies. Para evaluar el tiempo de secado, se puede emplear la razón de las tasas de secado de las dos especies. El valor de este cociente es muy cercano a 2.0. En la figura 6 se puede ver la progresión del contenido de humedad promedio de los testigos de las dos especies contrastado con el contenido de humedad en equilibrio durante el tiempo de la prueba.

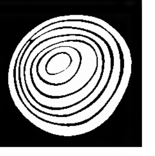


Tabla 5. Propiedades físicas de *Quercus sideroxyla*.

Árbol	Localidad	Densidad	*CR* %	*CT*%	*CV* (%)	*CT/CR* Coeficiente de anisotropía
20	Santiago Papasquiaro	pesada 0.621	muy alta 6.26	muy alta 14.08	muy alta 20.70	muy alto 2.48
22		pesada 0.630	muy alta 6.36	muy alta 9.95	alta 16.31	bajo 1.56
1	San Dimas	pesada 0.644	mediana 3.99	muy alta 10.67	mediana 14.66	muy alto 2.68
2		pesada 0.638	alta 4.43	muy alta 11.17	alta 15.60	muy alto 2.52
10	Durango	pesada 0.663	muy alta 5.95	muy alta 14.75	muy alta 20.70	muy alto 2.48

CR = contracción radial. *CT* = contracción tangencial. CV = contracción volumétrica

Tabla 6. Propiedades mecánicas en verde de *Quercus sideroxyla*.

Árbol	Municipio	Densidad	Flexión estática		Compresión paralela		Compresión Perpendicular			Dureza		Cortante	Tenacidad
		PA/VV	Módulo de Ruptura	Módulo de Elasticidad	Esfuerzo Máximo	Módulo de Elasticidad	Esfuerzo a 2,5 mm	Esfuerzo Limite proporcional	Módulo de Elasticidad	Promedio lateral	Promedio Extremos	EMAX	Péndulo Charpy
			(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(N)	(N)	(MPa)	μJ/mm³
20	Santiago Papasquiaro	0.626	52.8	7742	20.6	9544	10.10	6.65	319	5543	5551	7.13	608
22	Santiago Papasquiaro	0.643	63.6	10057	25.0	11706	7.80	5.23	278	4907	4967	8.40	420
	Promedio	0.634	58.2	8900	22.8	10625	8.95	5.94	298	5225	5259	7.77	514
1	San Dimas	0.625	71.5	11352	22.8	13676	13.46	7.23	461	5550	5485	9.03	454
2	San Dimas	0.630	74.8	13053	25.1	15830	14.92	7.72	574	6589	5846	9.49	572
	Promedio	0.628	73.2	12203	23.9	14753	14.19	7.48	518	6069	5665	9.26	513
10	Durango	0.675	63.2	11405	22.8	12756	7.38	4.80	275	5349	5727	9.07	376
	Promedio General	0.640	65.2	10722	23.2	12702	10.73	6.33	382	5588	5515	8.62	486

Tabla 7. Propiedades mecánicas en condición seca (12%) de *Quercus sideroxyla*.

Árbol	Municipio	Densidad	Flexión estática		Compresión paralela		Compresión Perpendicular			Dureza		Cortante	Tenacidad
		PA/VV	Módulo de Ruptura	Módulo de Elasticidad	Esfuerzo Máximo	Módulo de Elasticidad	Esfuerzo a 2,5 mm	Esfuerzo Limite proporcional	Módulo de Elasticidad	Promedio lateral	Promedio Extremos	EMAX	Péndulo Charpy
			(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(N)	(N)	(MPa)	$\mu J/mm^3$
20	Santiago Papasquiaro	0.616	89.0	11501	45.8	12242	12.70	7.03	428	5904	6343	12.4	546
22	Santiago Papasquiaro	0.617	98.9	11876	46.3	13236	11.19	7.00	455	6903	7153	11.7	441
	Promedio	0.616	93.9	11688	46.1	12739	11.94	7.01	441	6404	6748	12.1	494
1	San Dimas	0.663	138.9	15213	48.7	10326	11.92	5.94	264	8725	8579	15.6	448
2	San Dimas	0.646	131.5	15453	68.7	22333	16.72	10.17	578	8186	8648	15.1	552
	Promedio	0.655	135.2	15333	58.7	16330	14.32	8.05	421	8456	8613	15.3	500
10	Durango	0.651	112.2	15442	47.4	17599	14.63	13.87	495	8862	9540	15.1	497
	Promedio General	0.639	114.1	13897	51.4	15147	13.43	8.80	444	7716	8053	14.0	497

Tabla 8. Resultados de la prueba de secado al aire libre.

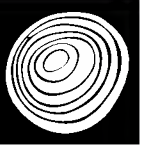
	Q. sideroxyla	*Q. rugosa*
Tiempo de secado (días)	47	47
CH inicial (%)	56.47	35.76
CH final (%)	10.35	12.40
Dif. CH (inicial – final)	46.12	23.36
Tasa/día	0.98	0.50
Razón *Q. sideroxyla*/ *Q. rugosa*	1.97	

2. *Quercus rugosa* Née
   División: Magnoliophyta
   Clase: Magnoliopsida (Dicotiledónea)
   Subclase: Hamamelidaceae
   Orden: Fagales
   Familia: Fagaceae
   Subgénero Leucobalanus (Trelease, 1924), Euquercus (Nixon, 1993)

Distribución geográfica en México (Figura 5c)
Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas, Aguascalientes, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo, México, Distrito Federal, Morelos, Tlaxcala, Puebla y Veracruz.
Distribución en el estado de Durango (Fig. 5a)
Guanaceví, Tepehuanes, Topia, Canelas, Santiago Papasquiaro, Otáez, San Dimas, Canatlán, Durango, Pueblo Nuevo, Suchil y Mexquital.
Distribución altitudinal: 1800 a los 3000 m snm.
Nombres comunes: Encino, encino cuero, encino blanco liso, encino de asta, encino avellano, encino tocuz, encino quebracho, encino hojarasca, encino negro y roble.

Características morfológicas (Lámina 1. 11-12a)

Árbol monoico, perennifolio, de 10 m a 20 m de alto, tronco de 30 cm a 60 cm de diámetro (DAP). Corteza en placas castaño grisáceo, separadas por surcos profundos.



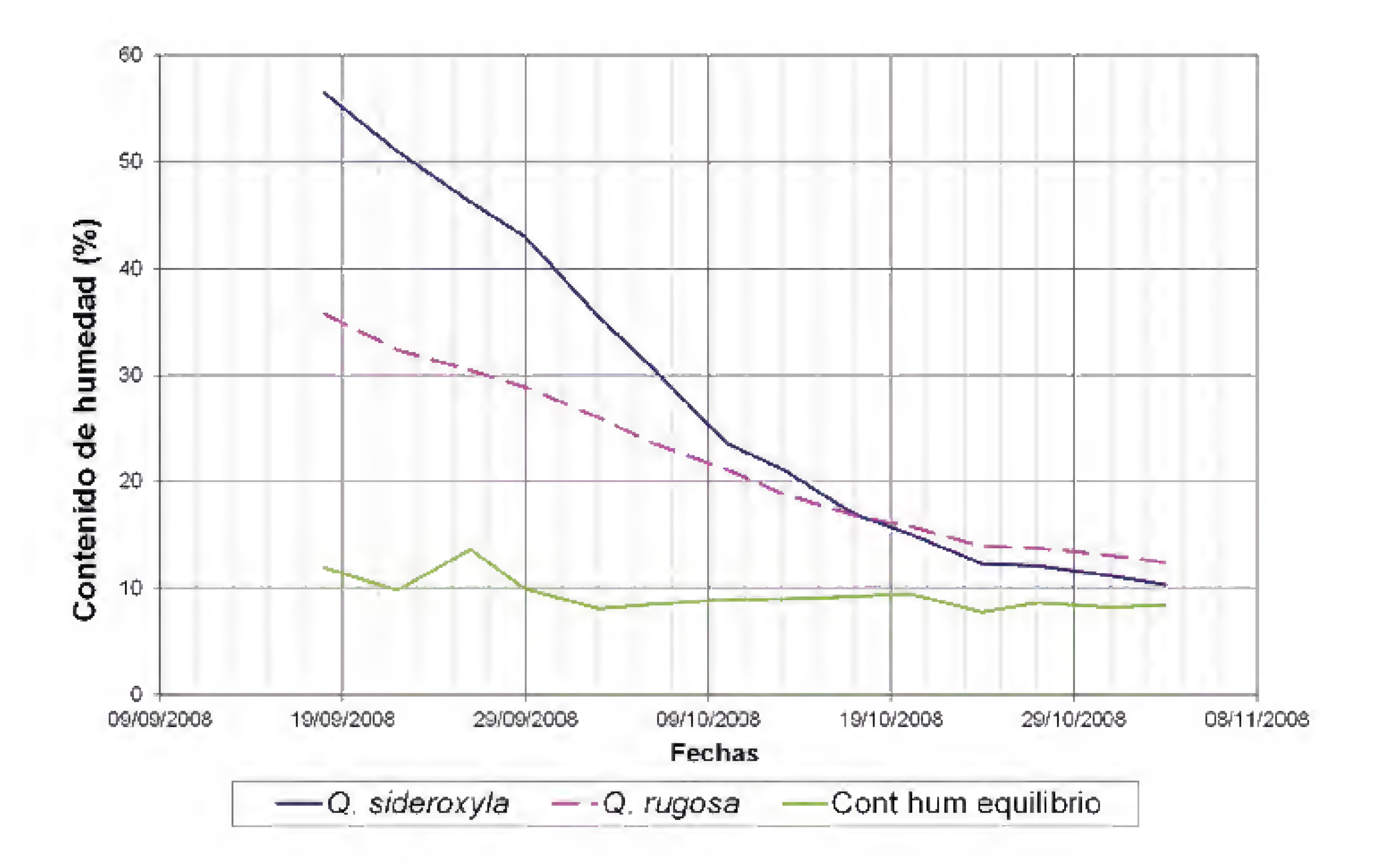


FIGURA 6. Tiempo de secado al aire libre de las dos especies.

Hojas coriáceas y rígidas, acucharadas, elíptico-obovadas o elíptico-oblongas, de 8 cm a 10 cm de largo y de 3 cm a 8 cm de ancho, borde revoluto, crenado-aserrado con 5 a 10 dientes triangulares de cada lado, principalmente de la mitad hacia el ápice, cada uno con un mucrón duro, haz verde claro, glabro, envés tomentoso amarillento, pluricelular y glandular, base cordada. Peciolo tomentoso de 5 mm a 10 mm de largo. Fruto o bellota anual, ovoide, angosta y puntiaguda, de 10 mm a 13 mm de largo y 8 mm de ancho, solitario o en pares o hasta tres, incluido un tercio en la cúpula, con un pedúnculo de 3 cm a 6 cm de longitud.

Características anatómicas de la madera

Características macroscópicas (Lámina 4; Tabla 9)

Municipio Durango

La madera de los dos árboles presenta diferencia de color entre albura y duramen. En el árbol 11, la albura es castaño pálido y en el árbol 12, es blanca. El duramen varía en los diferentes planos y entre los dos individuos.

Plano transversal: En el árbol 11, el parénquima y los radios son blancos y las fibras castaño grisáceo muy oscuro. En el árbol 12, el parénquima es castaño pálido, los radios son blancos y las fibras castaño oscuro.

Plano tangencial: En el árbol 11, los radios son negros, en el 12 son castaños.

Plano radial: En el árbol 11, los radios con castaños y están poco marcados, no dan la figura típica de los encinos en ese plano. En el árbol 12, los radios son castaño grisáceo, a pesar de ser extremadamente anchos, no dan un veteado atractivo en este plano.

La madera de los dos individuos, no presenta olor ni sabor característicos, el brillo es bajo en los tres planos, el veteado es pronunciado, la textura es gruesa y el hilo es recto. Los anillos de crecimiento están marcados por los poros de la madera temprana y una hilera de parénquima.

Características microscópicas (Lámina 4; Tabla 10)

La madera presenta porosidad con tendencia a anular, más marcada en el árbol 11, los poros son solitarios, poco numerosos, de diámetro tangencial mediano. Los elementos de vaso son de longitud mediana, los dos individuos presentan abundantes tílides. En ambos, se observan traqueidas vasicéntricas. El parénquima axial es difuso en agregados, en el árbol 11, algunas células presenta cristales prismáticos.



LÁMINA 4. *Quercus rugosa*. a. Tablillas transversales. b. Tablillas tangenciales. c. Tablillas radiales. d. Cortes transversales (10x). e. Cortes tangenciales (10x). f. Cortes radiales (20x). 11-12. Durango.

Los radios son uniseriados y multiseriados, homogéneos, formados por células procumbentes, los uniseriados son numerosos y bajos, los multiseriados son poco numerosos, bajos y muy anchos en el árbol 11 y muy altos y extremadamente anchos en el árbol 12. En el árbol 11 se presentan abundantes grasas, en ambos individuos algunas células presentan cristales prismáticos. Algunos radios multiseriados del árbol 11 están "abiertos" longitudinalmente en la parte media.

Las fibras son de tipo libriforme y fibrotraqueidas, las libriformes son más abundantes, son largas, de diámetro fino y de paredes muy gruesas. El árbol 11 tiene fibras gelatinosas.

En el árbol 11 todos los elementos constitutivos tienen abundantes taninos, en el árbol 12, únicamente en ambos radios. Los anillos de crecimiento están marcados por los poros de la madera temprana y por una hilera de parénquima y por tres o cuatro hileras de fibras en la madera tardía.

Propiedades físicas (Tabla 11)

En la tabla 11 se presentan los resultados de densidad, contracciones radial, tangencial y volumétrica, así como el coeficiente de anisotropía que *Q. rugosa*. Cabe destacar que, por el alto coeficiente de anisotropía, se trata de una madera poco estable dimensionalmente.

Propiedades mecánicas

Las propiedades mecánicas obtenidas para *Q. rugosa* en condiciones verde y seca se presentan en las tablas 12 y 13,

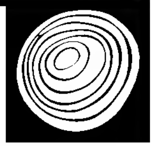


Tabla 9. Características anatómicas macroscópicas de *Quercus rugosa*.

Municipio	Color	Olor y Sabor	Brillo	Veteado	Textura	Hilo	Anillos
Durango Árbol 11	A. castaño muy pálido D. castaño R. castaño oscuro	sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados
Durango Árbol 12	A. castaño pálido D. castaño R. castaño oscuro	sin	mediano	pronunciado	gruesa	recto	marcados

A=albura. D=duramen. R=radios multiseriados.

Tabla 10. Características anatómicas mensurables de *Quercus rugosa*

Municipio	Vasos			Radios						Fibras		
	Poros		Elementos	Uniseriados		Multiseriados						
	mm^{-2}	diámetro*	longitud*	mm^{-1}	células	no x 5 mm	altura cm	anchura*	series	longitud*	diámetro*	grosor de pared*
	pocos	mediano	cortos	numerosos	bajos	pocos	bajos	muy anchos		largas	fino	gruesa
Durango Árbol 11	4	60	320	7	5	2	0.5	200	18	1235	5	10
	10	310	650	11	14	2	2.0	560	54	2140	7	13
	8	230	520	9	9	2	1.0	410	39	1710	6	9
	pocos	mediano	cortos	numerosos	bajos	pocos	muy altos	muy anchos		largas	fino	muy gruesa
Durango Árbol 12	4	70	300	4	6	1	1.5	600	35	1020	3	8
	10	240	500	12	20	2	4.5	970	59	2110	5	10
	7	210	350	10	13	1	4.0	810	47	1650	4	9

*=micrómetros (µm)

Tabla 11. Propiedades físicas de *Quercus rugosa*.

Árbol	Especie	Densidad	*CR%*	*CT%*	CV%	*CT/CR*
11	*Quercus rugosa*	Muy pesada	Muy alta	Muy alta	Muy alta	Muy alto
		0.819	5.01	14.07	19.08	2.81
12	*Quercus rugosa*	Muy pesada	alta	Muy alta	Alta	Muy alto
		0.730	4.41	12.05	16.46	2.73

Tabla 12. Propiedades mecánicas en condición verde de *Quercus rugosa*.

Árbol	Municipio	Densidad	Flexión estática		Compresión paralela		Compresión Perpendicular			Dureza		Cortante	Tenacidad
			MOR	*MOE*	EMAX	Módulo de Elasticidad	Esfuerzo a 2,5 mm	Esfuerzo Límite proporcional	Módulo de Elasticidad	Promedio lateral	Promedio Extremos	EMAX	Péndulo Charpy
			(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(N)	(N)	(MPa)	µJ/mm³
11	Durango	0.821	63.3	8593	27.4	10639	13.07	7.02	468	6943	6497	9.45	670
12	Durango	0.749	61.9	9058	24.3	10796	9.06	5.94	298	6346	6008	5.46	543
	Promedio	0.785	62.6	8825	25.9	10717	11.06	6.48	383	6644	6252	7.46	606

Tabla 13. Propiedades mecánicas en condición seca (12%) de *Quercus rugosa*.

Árbol	Municipio	Densidad	Flexión estática		Compresión paralela		Compresión Perpendicular			Dureza		Cortante	Tenacidad
			MOR	*MOE*	EMAX	Modulo de Elasticidad	Esfuerzo a 2,5 mm	Esfuerzo Limite proporcional	Módulo de Elasticidad	Promedio lateral	Promedio Extremos	EMAX	Péndulo Charpy
			(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(MPa)	(N)	(N)	(MPa)	µJ/mm³
11	Durango	0.816	103.3	11683	37.4	12801	25.42	19.05	922	13995	9821	11.5	690
12	Durango	0.711	99.9	11292	44.4	14556	29.92	16.10	964	10601	10579	8.5	458
	Promedio	0.763	101.6	11488	40.9	13678	27.67	17.57	943	12298	10200	10.0	574

respectivamente. (no existe criterio de clasificación para las pruebas de impacto tipo Charpy).

En la tabla 14 se presenta un resumen de la clasificación de los resultados obtenidos para las propiedades físicas y las mecánicas de las dos especies estudiadas.

Discusión

La madera de los siete individuos estudiados tiene semejanzas y diferencias, entre subgéneros y entre los individuos del mismo subgénero. La madera de los siete árboles muestra características comunes en diferencia de color entre albura y duramen, olor y sabor no característicos, veteado pronunciado, textura gruesa, hilo recto, anillos de crecimiento marcados, poros solitarios, poco numerosos, platina de perforación simple, punteaduras intervasculares areoladas alternas, traqueidas vasicéntricas, parénquima difuso en agregados, radios uniseriados numerosos y bajos, radios multiseriados poco numerosos, fibras libriformes de diámetro fino y contracción tangencial muy alta.

Las diferencias entre subgéneros son en el color, en *Q. sideroxyla* los tonos van de rosa a rojo y en *Q. rugosa* va de blanco a castaño. En cuanto al tipo de porosidad, en el encino rojo es anular y en el blanco, con tendencia a anular, lo que repercute en el diámetro y longitud de los vasos de un grupo a otro. La anchura y el número de series de los radios multiseriados son menores en el primero que en el segundo; dadas estas características, el veteado y la textura, son más marcados en el encino blanco, hay menor presencia de tílides en el encino rojo

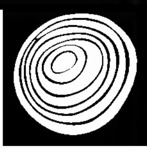


Tabla 14. Clasificación de las propiedades físicas y mecánicas.

Propiedades físicas.

Municipio	densidad básica	contracciones			coeficiente anisotropía	estabilidad dimensional
Quercus sideroxyla						
		radial	tangencial	volumétrica		
Santiago Papasquiaro	pesada	muy alta	muy alta	alta	alto	estable
San Dimas	pesada	alta	muy alta	alta	muy alto	poco estable
Durango	pesada	muy alta	muy alta	muy alta	muy alto	poco estable
Quercus rugosa						
Durango	muy pesada	alta	muy alta	alta	muy alto	poco estable

Propiedades mecánicas en condición verde.

municipio	dureza	flexión	compresión paralela	compresión perpendicular	cortante paralelo
Quercus sideroxyla					
Santiago Papsquiaro	dura	rígida	moderadamente resistente	resistente	resistente
San Dimas	dura	rígida	moderadamente resistente	resistente	resistente
Durango	dura	rígida	poco resistente	resistente	resistente
Quercus rugosa					
Durango	muy dura	moderadamente rígida	moderadamente resistente	muy resistente	moderadamente resistente

Propiedades mecánicas en condición seca.

Municipio	dureza	flexión	compresión paralela	compresión perpendicular	cortante paralelo
Quercus sideroxyla					
Santiago Papasquiaro	dura	moderadamente rígida	moderadamente resistente	resistente	muy resistente
San Dimas	dura	muy rígida	moderadamente resistente	resistente	muy resistente
Durango	dura	muy rígida	resistente	muy resistente	muy resistente
Quercus rugosa					
Durango	muy dura	rígida	moderada resistente	muy resistente	moderada resistente

que en el blanco, mayor presencia de taninos en el rojo que en el blanco.

La madera es pesada en el encino rojo y muy pesada en el blanco, el tiempo de secado es menor en el rojo que en el blanco. La madera de *Q. rugosa* (encino blanco) es mucho más pesada que la madera de *Q. sideroxyla* (encino rojo) porque, al tener menos espacios vacíos en su interior, su contenido de humedad inicial es menor al que alcanza la madera de esta última. Esa misma condición de tener menores espacios vacíos en su interior y, al mismo tiempo, tener mayor cantidad de tílides que ocluyen los vasos, hacen mas lento el proceso de secado para el encino blanco.

Las diferencias entre individuos del mismo subgénero se dan en los resultados. En *Q. sideroxyla*, es notable la porosidad anular poco marcada en el árbol 22, en el que los radios multiseriados, son extremadamente anchos, de 600 µm y 35 series; y en los otros cuatro son muy anchos de 18 a 24 series, los más delgados los presenta el árbol 1 de San Dimas, con 300 µm y 18 series. El árbol 10 tiene las fibras más largas y las paredes más gruesas que los otros cuatro, fue el ejemplar con mayor dificultad en la obtención de cortes. La madera del árbol 22 requirió el mayor tiempo de ablandamiento de los cubos, mostró presencia de tílides en la mayoría de los vasos, comparado con los otros cuatro y tiene la contracción radial más alta (6.36%) y la contracción tangencial más baja, de los otros cuatro, por lo que es estable dimensionalmente.

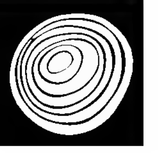
En los dos ejemplares de *Quercus rugosa*, la porosidad con tendencia a anular, es más marcada en el árbol 11 que en el 12, en este último, los radios multiseriados son extremadamente anchos de 810µm y 69 series y en el árbol 11, los radios mutiseridos son muy anchos de 410 µm y de 39 series.

La presencia de radios multiseriados, hace que la madera de encino sea poco preferida por la influencia que tienen en las contracciones, en el aserrío y en el secado (Panshin, 1970; Jane, 1970; De la Paz-Pérez *et al*., 2005; Zavala, 2005). Sin embargo, como se demuestra en la presente investigación y en toda la literatura generada para este género, no todas las especies tienen los mismos valores, ni el mismo comportamiento físico, lo que es importante que se considere es los procesos de transformación. Por otro lado, los radios son elementos fácilmente visibles a simple vista y estos junto con la porosidad anular, hacen que el veteado y el brillo de la madera, sean de valor estético en cualquier plano en que sea expuesta, que el color de la madera presente tonalidades distintas entre los individuos, haciéndola atractiva en cualquiera de sus tres planos, pudiendo satisfacer diferentes gustos. En el plano radial dan brillo plateado, muy apreciado en ebanistería y chapa (Jane, 1970).

El tamaño, arreglo y abundancia de los elementos constitutivos (vasos, fibras, radios, parénquima) unido al ancho de los anillos y a la proporción de madera temprana y tardía, tienen influencia en las propiedades físicas, mecánicas y de secado de la madera (Kolmann y Coté, Jr., 1968; Panshin, 1970; Dinwoodie, 1985).

La madera es higroscópica por que tiene la propiedad de absorber y desprender humedad dependiendo del ambiente en que se encuentre. La humedad está ligada a los cambios dimensionales de la madera. Cuando esta pierde agua, se contrae y, cuando gana, se expande. Las contracciones tangenciales son 1.5 a 2.5 mayores que las radiales (Echenique-Manrique y Robles-Fernández-V., 1993). Aunque la magnitud de la contracción es muy variable según el tipo de madera, se puede considerar un valor promedio de 14% para la volumétrica; 7% para la tangencial y de 4% para la radial. La madera de angiospermas templadas, tanto en México como de Estados Unidos, sufre contracciones mayores que la de angiospermas tropicales y que la de coníferas de ambos países (Bárcenas y Dávalos, 1999).

La madera es un material higroscópico y la cantidad de humedad absorbida depende principalmente de la humedad relativa y la temperatura del ambiente. Muchas propiedades mecánicas de la madera aumentan significativamente si el contenido de humedad del material disminuye por debajo del punto de saturación de la fibra (aproximadamente 30%), por lo que es conveniente expresar los esfuerzos respecto a un contenido de humedad determinado (por ejemplo, 12% o 18%) para madera seca.



Las características físicas de ambas especies clasifican a la madera como de altas a muy altas; la densidad de *Q. sideroxyla* es alta (pesada) y la de *Q. rugosa* es muy alta (muy pesada). Las contracciones tangenciales de las dos especies son muy altas, lo mismo que el coeficiente de anisotropía; esto significa que es madera poco estable dimensionalmente. Los valores de las otras contracciones van de altos a muy altos para ambas especies. Las propiedades mecánicas en verde clasifican a la madera como muy dura, rígida, resistente a la compresión perpendicular y cortante y de poco resistente a moderadamente resistente en compresión paralela a la fibra; mientras que las propiedades mecánicas en condición seca son duras, muy rígidas en flexión, resistentes en compresión perpendicular, muy resistente en cortante paralelo y de moderadamente resistente a resistente en compresión paralela (Tablas 6, 7, 12, 13).

Nájera *et al.* (2007) estudiaron *Q. sideroxyla* de la región de El Salto, P. N. y encontraron valores muy semejantes para todas las propiedades (Tablas 15 y 16). La madera de *Q. sideroxyla* de El Salto, P. N. es ligeramente más resistente en condición verde (5%) pero inferior en

Tabla 15. Comparación de las propiedades mecánicas en condición verde.

	Flexión estática		Compresión paralela	Compresión perp.	Dureza Janka		Cortante paralelo	Resistencia al impacto	Referencia
Especie	*MOR*	*MOE*	EMAX	ELP	Extremos	Lateral	EMAX		
	(Mpa)	(Mpa)	(Mpa)	(Mpa)	(N)	(N)	(Mpa)	(µJ/mm³)	
Quercus sideroxyla	67	8708	28	6.47	6090	6502	9.71	606	Nájera Luna *et al.*, 2007
Quercus rugosa	78	10535	30	9.02	7061	7208	10.10	---	Martínez y Ramírez, 2007
Quercus sideroxyla	65	10722	23	6.28	5590	5511	8.63	486	Este estudio
Quercus rugosa	63	8825	26	6.47	6649	6257	7.45	561	Este estudio

Tabla 16. Comparación de las propiedades mecánicas en condición seca (12%).

	Flexión estática		Compresión paralela	Compresión perp.	Dureza Janka		Cortante paralelo	Resistencia al impacto	Referencia
Especie	*MOR*	*MOE*	EMAX	ELP	Extremos	Lateral	EMAX		
	(Mpa)	(Mpa)	(Mpa)	(Mpa)	(N)	(N)	(Mpa)	(µJ/mm³)	
Quercus sideroxyla	88	10693	41	9.02	7747	7914	14.02	628	Nájera Luna *et al.*, 2007
Quercus rugosa	84	9859	39	10.59	9620	9453	14.02	---	Martínez y Ramírez, 2007
Quercus sideroxyla	114	13897	51	8.83	7718	8051	14.02	476	Este estudio
Quercus rugosa	102	11487	41	17.55	12297	10199	10.00	593	Este estudio

resistencia y rigidez en condición seca (12%). Los valores del módulo de elasticidad en ambas condiciones es bastante más alto (30% en ambas condiciones) para la madera de los municipios estudiados en este trabajo. Los valores de las propiedades físicas son muy semejantes, conforme a lo registrado por los mismos autores. Para el caso de *Q. rugosa*, Martínez y Ramírez (2007) encontraron valores de las propiedades mecánicas ligeramente más altos para la condición verde y sensiblemente inferiores en la condición seca a 12% de *CH*. Lo que esto significa es que el efecto de la humedad en las propiedades mecánicas de las especies estudiadas en este trabajo es más pronunciado que para las mismas especies de otras regiones del estado.

Con respecto a las características de secado, Rodríguez (2007) estudió el *Q. sideroxyla* en un presecador y determinó valores de tasas de secado ligeramente superiores a las del estudio al aire libre llevado a cabo aquí. La tasa de secado diaria que encontró fue 1.72%/día. Aviña *et al.* (2002) estudiaron la misma especie al aire libre y encontraron una tasa de secado al aire libre de 1,24%/día, 25% mayor que la encontrada aquí.

Recomendaciones

En la madera de encino es importante considerar las diferencias anatómicas y de propiedades tecnológicas que existen entre subgéneros y entre individuos de la misma especie en los procesos de transformación ya que esta variación es la que tiene mayor influencia en su comportamiento en los tiempos y tipo de aserrío, la secuela de secado apropiada, resistencias, para darle los usos más apropiados, etc. (Zavala, 2003). La aplicación de tecnología de acuerdo con su anatomía y sus propiedades físicas y mecánicas puede hacer que la madera de encino ocupe un lugar importante en la industria, aprovechando que México tiene especies como *Q. sideroxyla* que presenta características excelentes para ser destinada a usos valiosos que beneficien a los propietarios del recurso y a la economía nacional.

Reconocimientos

Los autores agradecen a los Sres. Hugo y Antonio Mancinas y a los ejidatarios, dueños de los predios donde se hizo la recolección del material de estudio, por las facilidades brindadas. A la M. en C. Lourdes Aguilar por la identificación de las muestras de herbario y la determinación de las especies. Al M. en C. Abel García Arévalo por encabezar las actividades de recolección de los árboles para el estudio. A la Fís. Rosario Landgrave de la Red de Ecología Funcional del Instituto de Ecología, A.C., por los mapas de los sitios de recolección y de distribución de los encinos en Durango y en México.

Este trabajo forma parte del Proyecto de investigación Fondo Mixto CONAFOR-CONACYT 032697: "Caracterización tecnológica de las especies de pino y encino con valor comercial del estado de Durango" que fue financiado en parte por la CONAFOR-CONACYT. Este proyecto se realizó de manera conjunta con la Asociación de Industriales del Estado de Durango, A.C. (AIFDAC) y por parte de la misma fungió como responsable administrativo del proyecto el Ing. Gerardo Andrade Martínez con el apoyo de la Sra. Laura Godina.

Referencias

ASTM-D-143. 2000. Standard methods of testing small clear specimens of timbers. ASTM International. West Conshohocken, PA, Estados Unidos. DOI: 101520/D0143.

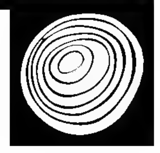
ASTM-D2915. 1993. Standard practice for evaluating allowable properties for grades of structural lumber. ASTM International. West Conshohocken, PA, Estados Unidos.

Aviña B., L.J., M.A. Pérez., A. Tomita y M.R. Andrade 2002. Presecado de madera comercial y cuadrado de encino rojo spp. Universidad Juárez del Estado de Durango, Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera. Folleto Científico Núm. 2. Durango, Durango; México. 16 p.

Bárcenas P., G.M. y R. Dávalos S. 1999. Importancia de la lignina en las contracciones de la madera: revisión bibliográfica. Madera y Bosques 5(1):13-26.

Chattaway, M. 1932. Proposed standards for numerical values used in de scribing woods. Tropical Woods 9:20-28.

Dávalos S., R. y G. Bárcenas P. 1998. Clasificación de las propiedades mecánicas en condición verde. Madera y Bosques 4(1):65-70.



Dávalos S., R. y G. Bárcenas P. 1999. Clasificación de las propiedades mecánicas en condición seca. Madera y Bosques 5(1):61-69.

De la Paz-Pérez O., C. 1985. Variación en la estructura anatómica de los encinos y su efecto en el aprovechamiento de los mismos. II Seminario Nacional Sobre Utilización de Encinos. Pub. Esp. Inst. Nac. Invest. For. No. 49:291-312. México.

De la Paz-Pérez O., C., R. Dávalos Sotelo y E. Guerrero C. 2000 Aprovechamiento de la madera de encino en México. Madera y Bosques 6(1):3-13.

De la Paz-Pérez O., C., R. Dávalos S. y A. Quintanar I. 2005. Influencia de los radios en algunas propiedades físicas y mecánicas de la madera de ocho encinos (Quercus) de Durango, México. Madera y Bosques 11(2):49-68.

De la Paz Pérez O., C. y R. Dávalos S. 2008. Algunas características anatómicas y tecnológicas de la madera de 24 especies de Quercus (encinos) de México. Madera y Bosques 14(3):43-80.

Desch, H.E. 1991. Timber, its structure and properties. Macmillan. 424p.

Dinwoodie, J.H. 1985. Timber, a review of the structure, mechanical properties relationship. I. McGraw-Hill. Nueva York. 315p.

Echenique-Manrique, R., J. Barajas, L. Pinzón y V. Pérez-Morales. 1975. Estudio botánico y ecológico de la región del río Uxpanapa, Ver. 1. Características tecnológicas de la madera de 10 especies. INIREB. 66p.

Echenique-Manrique, R. y F. Robles-Fernández-V. 1993. Ciencia y tecnología de la madera I. Textos Universitarios. Universidad Veracruzana. México. 137p.

Gobierno del Estado de Durango. 2011. Programa de ordenamiento ecológico del estado de Durango. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Durango, Segundo Semestre. Tomo CCXXV, No.6. 25 de julio de 2011, Durango, Dgo. 105p.

González V., L.M. 1986. Contribución al conocimiento del género Quercus (Fagaceae) en el estado de Jalisco. Colección Flora de Jalisco. Instituto de Botánica. Universidad de Guadalajara. 240p.

IAWA Committee. 1937. Standard terms of length of vessel members and wood fibers. Tropical Woods 51:21-22.

IAWA Committee. 1939. Standard terms of size for vessel diameter and ray width. Tropical Woods 59:51-52.

IAWA Committee. 1964. Multilingual glossary of terms used in wood anatomy. Committee on Nomenclature IAWA. Suiza. 186p.

IAWA Committee. 1989. IAWA list of microscopic features for hardwood identification. IAWA Bulletin n.s. 10(3):219-332.

INAFED. s/f. Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Durango. Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal http://www.inafed.gob.mx/work/ enciclopedia/EMM10durango/mediofisico.html

Inegi. 2011. Panorama sociodemográfico de México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 104 p.

Inegi. 2013. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 744p.

Inegi. 2014a. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 774 p.

Inegi. 2014b. Anuario estadístico y geográfico de Durango. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 462 p.

Jane, F. W. 1970. The structure of wood. Adam & Charles Black. Londres. 478p.

Johansen, D.A. 1940. Plant microtechnique. McGraw Hill. Nueva York. 523p.

Kollmann, F.P. W.A. Coté. 1968. Principles of wood science and technology. I. Solid Wood. Springer-Verlag. Nueva York. 592p.

López C., M. de L., J. Márquez G. y G. Murguía S. 2005. Técnicas para el estudio del desarrollo en Angiospermas. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 177p.

Martínez, M. 1981. Los encinos de México. Comisión forestal. Técnica Manejo 8. México. Mich. 358p.

Martínez R., V. y A. M. Ramírez S. 2007. Estudio tecnológico en la madera de dos especies de encino de la región de El Salto, Durango" Tesis Profesional Instituto Tecnológico de El Salto El Salto, P. N., Durango

Miranda, F. y E. Hernández-Xolocotzi, E.H. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Colegio de Postgraduados, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México, D.F. 176 p.

Munsell Color. 1990. Munsell soil color charts. Baltimore, Maryland. 17p.

McVaugh, R. 1974. Flora novo-galiciana. Contributions from the University of Michigan Herbarium 12(1)3:1-93.

Nájera J.A., J.L. Escárpita, J.A. Honorato Salazar, F.J. Hernández, J.J. Graciano L. y R. de la Cruz. 2007. Propiedades físico-mecánicas de la madera en Quercus sideroxyla Hump & Bonpl., de la región de El Salto, Durango. TecnoINTELECTO 4(1):13-18.

Nixon, K.C. 1993. Infrageneric classification of Quercus (Fagaceae) and typification of sectional names. Annales des Sciences Forestieres 50(1):25-34.

Panshin, A.J. y C. de Zeeuw. 1970. Textbook of wood technology I. McGraw-Hill. Nueva York. 705p.

Rodríguez-Reta, I. 2007. Aserrío y secado de la madera de Quercus sideroxyla en El Salto, Pueblo Nuevo, Durango. Tesis Maestría en Ciencias, Instituto Tecnológico de El Salto, El Salto, P.N. Dgo.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F. 431p.

Sandoval Z., E. 2005. Técnicas aplicadas al estudio de la anatomía vegetal. Cuadernos 38. Instituto de Biología. UNAM. 278p.

Servicio Meteorológico Nacional. 2014. Normales climatológicas. Estado de Durango. Periodo 1951-2010. http://smn.cna.gob.mx

Tapia T., N.A., C. de la Paz-Pérez O., A. Román G., A. Quintanar I., E. García M. y F. Cruz S. 2014. Histoquímica, contenido de fenoles totales y actividad antioxidante de la hoja y de la madera de Litzea glaucescens Kunth (Lauraceae). Madera y Bosques 20(3):125-137.

Torelli, L. 1982. Estudio promocional de 43 especies forestales tropicales mexicanas. SARH-INIF. México.73p.

Tortorelli, L. 1956. Maderas y bosques argentinos. ACME. Buenos Aires. 910p.

Trelease, W. 1924. The American oaks. Proceedings of the National Academy of Sciences 20:1-238.

Valencia A., S. y M. Gómez C. 2002. Catálogo de encinos del estado de Guerrero. Libro Técnico No. 1. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. 180p.

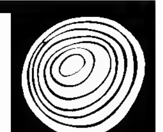
Zavala C., F. 1995. Encinos y robles, notas fitogeográficas. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 44p.

Zavala Z., D. 2003. Efecto del sistema de aserrío tradicional en las características de la madera de encino. Madera y Bosques 9(2):29-39.

Manuscrito recibido el 5 de octubre de 2014.
Aceptado el 26 de octubre de 2015.

Este documento se debe citar como:
De la Paz P.O., R. Dávalos-Sotelo, R. Limón G. y P.A. Quintanar I. 2015. Características tecnológicas de la madera de dos especies de *Quercus* de Durango, México. *Madera y Bosques* 21(3):19-46.

Madera y Bosques vol. 21, núm. 3: 47-54 Otoño 2015



Análisis dasométrico de plantaciones de siricote (*Cordia dodecandra* A. DC.) bajo tres tipos de manejo en Xmatkuil, Yucatán

Dasometric analysis of siricote (*Cordia dodecandra* A. DC.) plantations under three types of management at Xmatkuil Yucatan

Simei M. Campos B.[1], Juan José Jiménez-Osornio[1*] y Roberto Barrientos M.[1]

[1] Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.
* Autor para correspondencia: josornio@correo.uady.mx

Resumen

Se realizó un análisis dasométrico a tres plantaciones de *Cordia dodecandra* A. DC. en Xmatkuil, Yucatán, que cuentan con nueve años de edad y reciben tres diferentes tipos de manejo. Se midió altura, fuste, DAP, cobertura y calidad del tronco de cada uno de los individuos de las plantaciones. La calidad del tronco se evaluó comparando la imagen digital del fuste con la de la escala de calificación de 1-6, según la rectitud del tronco. Con los datos se llevó a cabo un análisis de covarianza multivariado (MANCOVA) a fin de verificar la presencia de diferencias significativas en las variables de altura, fuste y diámetro a la altura del pecho (DAP) en las plantaciones. La cobertura se consideró como variable explicativa auxiliar. Para la variable calidad del tronco se realizó la prueba no paramétrica de Kruskall-Wallis. El MANCOVA mostró diferencias significativas en altura, fuste y DAP en las tres plantaciones; los análisis estadísticos indicaron que la cobertura influye en las variables altura y DAP; asimismo, la prueba de Kruskal-Wallis con p-valor ≤ 0,05 señaló diferencias significativas. Por lo tanto, el manejo que reciben las plantaciones influye en el crecimiento de *C. dodecandra*. Estos resultados proporcionan información necesaria para el futuro establecimiento de plantaciones agroforestales, así como para tomar las medidas adecuadas en el manejo sustentable de la especie.

Palabras clave: calidad del tronco, censo, cobertura, crecimiento de los árboles, sistemas agroforestales.

Abstract

A dasometric analysis of three *Cordia dodecandra* A. DC. plantations under different types of management at Xmatkuil, Yucatan was undertaken. The plantations were nine years old. Height, bole and DBH were measured. Coverage and quality of the trunks of all individuals of each plantation were assessed. Log quality of the trunk was evaluated comparing digital images obtained from the trunk of each tree with the quality rating scale for trunks assigning a number from 1-6 depending upon the straightness of the trunk of each tree. With the data obtained, a multivariate analysis of covariance (MANCOVA) was performed to see if there were significant differences in the variables height, bole and diameter at breast height (DBH) considering coverage as an auxiliary explanatory variable. The nonparametric Kruskall-Wallis analysis was utilized for the statistical analysis of trunk quality. The MANCOVA indicated significant differences in height, bole and DBH in the three plantations. Likewise, the Kruskal-Wallis test with p-value ≤ 0, 05 indicated significant differences. Results demonstrated how management influences the growth of *C. dodecandra*. These results provide information necessary for the future establishment of agroforestry plantations as well as for taking adequate decisions for the sustainable management of the species.

Keywords: trunk quality, census, coverage, tree growth, agroforestry systems.

Introducción

En el estado de Yucatán, el siricote (*Cordia dodecandra* A. DC.) es considerado como una especie de gran valor por los múltiples usos y beneficios que proporciona; la dureza y el hermoso veteado de su madera la hacen muy apreciada para la fabricación de muebles. Sin embargo, en la actualidad ha dejado de utilizarse, pues el árbol se encuentra en vía de desaparecer como producto forestal comercial (Forster *et al.*, 2002) debido a un manejo inadecuado, y la escasez de sus poblaciones es de grado tal que resulta difícil observarlo en forma silvestre (Carnevali *et al.*, 2003), razón por la cual Vovides y Median (1997) lo incluyen en la categoría de riesgo, en estado vulnerable. En la actualidad, *C.dodecandra* se cultiva por sus frutos comestibles y como árbol de ornato en diversos lugares del estado de Yucatán; forma parte importante de la estructura de los huertos familiares en comunidades rurales y se encuentra en parques, jardines y áreas verdes de las ciudades (Jiménez *et al.*, 1999), creciendo en condiciones diferentes a las de su hábitat natural.

En los huertos familiares, el manejo que le dan los habitantes (podas, riego y los nutrientes que provienen de los desechos de los animales y de la hojarasca) influye en su crecimiento (Benjamin *et al.*, 2001); sin embargo, se desconoce cómo es éste en diferentes condiciones ecológicas y con diferentes tipos de manejo. Es importante conocer su crecimiento para poder predecir y estimar el rendimiento forestal y determinar ciclos de corte, fundamentales para obtener un producto sustentable, (Vanclay, 1991), teniendo en cuenta que los resultados dependen en gran medida de las prácticas de manejo a las que está sometido el componente forestal del sistema (FAO, 1998). Tanto el manejo como los factores ambientales son determinantes para el crecimiento (Huber y Trecaman, 2004) y la calidad de los árboles y, por consiguiente, de la madera (Meza y Torres, 2004).

A pesar de las grandes ventajas que proporcionan las plantaciones forestales en comparación con los sistemas naturales, la experiencia que hasta el momento se tiene de la dasometría de plantaciones en el estado de Yucatán es poca y la que existe es principalmente sobre especies con importancia económica por su crecimiento rápido. Los estudios para plantaciones forestales y agroforestales con especies de lento crecimiento son escasos; por tanto, se hace necesario el estudio de *C. dodecandra*, especie forestal de lento crecimiento, conocida con el nombre común de siricote, importante por su madera.

Objetivos

El objetivo de este estudio fue comparar el crecimiento de siricote, *Cordia dodecandra* A. DC. en tres plantaciones de nueve años de edad, con tres tipos de manejo.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en tres plantaciones ubicadas en dos localidades de Xmatkuil al sur de la ciudad de Mérida, en la reserva ecológica de Cuxtal, Mérida, Yucatán. Una de las localidades es el rancho Los Juanes (sistema agroforestal; Fig. 1), ubicado en el Km. 1.6 de la carretera Xmatkuil-Dzununcan 20° 51´ y 38° 89´ latitud norte, y 89° 38´ longitud oeste. Al norte delimita con la carretera Xmatkuil-Dzununcan y en los demás puntos colindantes con terrenos particulares. La otra localidad es una parcela del Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CCBA), en el Km. 15,5 carretera Mérida-Xmatkuil, 21° 06' de latitud norte 89° 27' longitud oeste.

El tipo de suelo en las tres plantaciones es una mezcla de leptosoles réndzicos y esqueléticos (Estrada, 2000). El clima es tipo Awo'(w) (i') g cálido subhúmedo, con temperatura media anual de 26 °C y precipitación pluvial de 984,4 mm al año, distribuida de junio a noviembre (Orellana *et al.*, 2003). Predomina la vegetación secundaria que proviene de plantaciones de henequén abandonadas hace varias décadas. De acuerdo con Durán y Olmsted (1999), la vegetación potencial es de selva baja caducifolia.

Historia de las plantaciones

Las tres plantaciones se establecieron en el año 2002 como parte de un estudio para determinar los factores limitan-



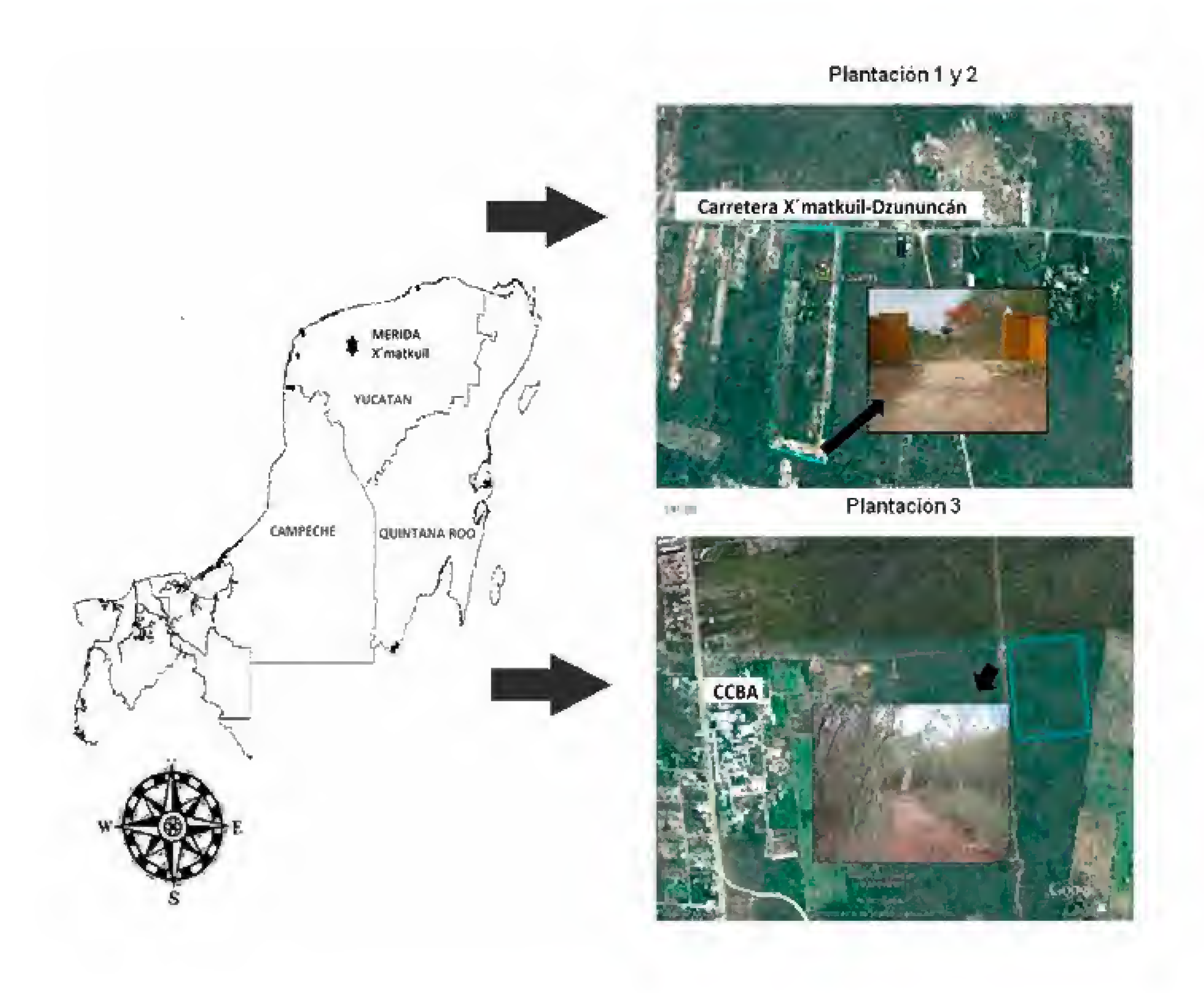


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

tes de una plantación mixta de *C. dodecandra* y *Bixa orellana* (Reuter, M., 2005; Reuter *et al.*, 2008). En los sitios donde las pocetas pudieron hacerse adecuadamente, se eliminó la vegetación secundaria existente y se aplicó herbicida glifosato. De manera manual se excavaron pocetas de 40 cm de profundidad y 30 cm de ancho. Las plantas de siricote se sembraron de tres meses de edad, a una distancia de 2,8 m, previamente germinadas en cuatro viveros locales a partir de semillas de árboles seleccionados con las mejores características, provenientes de varias comunidades.

En la etapa de establecimiento, 50% de las plantas se irrigaron a mano durante cuatro semanas. Posteriormente, las parcelas recibieron riego regular y esporádico, siete tratamientos con diferentes macro y micro nutrientes y se inocularon con micorrizas. Los tratamientos se aplicaron solo al inicio; el riego se mantuvo durante dos años. Ambos tipos de riego se practicaron durante la estación seca. Con el riego regular, las plántulas recibieron 16 litros de agua dos veces por semana; con el esporádico se irrigaron con ocho litros, dos veces por semana, durante cinco semanas de abril a mayo. En total recibieron 160 litros con riego regular y 80 litros con riego esporádico. El riego esporádico de auxilio se inició por la alta mortalidad que se presentó en la época de seca.

En septiembre de 2002, dos meses después de establecida la plantación, la supervivencia de plantas fue 73%; de estas, 95% sobrevivió al huracán Isidoro en ese mismo mes y año. En junio de 2003, después de la primera temporada seca, las plantas mostraron altas tasas de mortalidad, por lo que todas recibieron el riego esporádico como ya se indicó. A partir de 2004 las plantaciones se sometieron a diferentes intensidades de manejo.

La plantación 1 (P1), con sistema silvopastoril en el rancho Los Juanes, está compuesta de árboles de *C. dodencandra* con *Cynodon plectostachyus* (pasto estrella); cuenta con 107 árboles dispuestos en hileras a lo largo y ancho de los potreros; los individuos se han podado, tiene riego por aspersión y deshierbe, y las excretas de los ovinos que ahí pastan se incorporan al suelo. La planta-

ción 2 (P2), en el mismo rancho, está conformada principalmente por gramíneas y algunas cactáceas, cuenta con 57 individuos de *C. dodecandra* dispuestos en círculos a lo largo y ancho del área, no tiene riego y se deshierba dos veces al año (inicio de la temporada de lluvias e inicio de la temporada de sequía). La plantación 3 (P3) se encuentra ubicada en el terreno del CCBA, está conformada por 94 árboles y carece de manejo desde 2004. Para tener acceso a los árboles de esta plantación se realizaron deshierbes.

Evaluación dasométrica

No se cuenta con ningún dato dasométrico de los árboles previo a este estudio. Para evaluar las tres plantaciones se realizó un censo de los árboles y de cada uno se tomaron los siguientes datos: *1)* altura total, desde la base del árbol hasta la punta de la copa; se utilizó una garrocha métrica graduada de la marca Hastings, modelo M-50; *2)* DAP, a 1,30 m de la altura del tronco desde el nivel del suelo; se midió con una cinta diamétrica; *3)* fuste, desde la base del tronco hasta donde se encuentran las primeras ramas vivas; la medida se tomó con un flexómetro; *4)* cobertura de la copa de cada individuo, se estimó mediante los dos diámetros perpendiculares de la copa de la planta, calculando su cobertura con la siguiente fórmula (Mueller-Dombois y Ellenberg, 1974):

$$\text{Cobertura} = ((\text{Diámetro 1} + \text{Diámetro 2})/2)^2 \times \pi/4$$

La calidad del tronco se evaluó mediante el programa Photo Impression 2000, comparando la imagen digital obtenida del fuste de cada árbol con la imagen de la escala de calificación de calidad del tronco (Röll, 2010; Fig. 2). Se asignó un número de 1-6, de acuerdo con la rectitud, de mayor a menor.

Análisis estadístico

Para determinar la existencia de diferencias significativas en las variables dasométricas (altura, fuste y DAP) en las tres plantaciones con diferente manejo, se realizó un análisis de covarianza multivariado (MANCOVA) con tres variables de respuesta (altura, DAP y fuste) y una covariable (cobertura), mediante un modelo lineal generalizado. Para analizar la variable calidad del tronco se hizo la prueba no paramétrica de Kruskall-Wallis, y la prueba de Dunn para ver las diferencias pareadas. En ambos casos se utilizó un nivel de significancia de 0,05 y los cálculos se realizaron con el paquete STATGRAPHICS.

Resultados

Evaluación dasométrica

Respecto a las variables altura, fuste y DAP, los datos obtenidos de la evaluación dasométrica mostraron que comparados con los de P2 y P3, los árboles en P1 son los más vigorosos, más altos, con fustes limpios a mayor altura y mejores DAP (Tabla 1). El MANCOVA detectó diferencias significativas entre las tres plantaciones estudiadas en términos de las variables de respuesta empleadas (Lambda de Wilks= 0,41 y P<0,001). En altura, las diferencias se presentaron en las tres plantaciones; sin embargo, en fuste y DAP únicamente en P2 y P3, lo que indica que el deshierbe no influyó en el crecimiento del fuste y el DAP pero si en la

Tabla 1. Promedio de las variables altura, fuste y DAP, efecto de la cobertura y pendiente de la regresión en árboles de *Cordia dodecandra* A. DC.

Plantación/ Variable	*Altura (m)*	*Fuste (m)*	DAP *(cm)*
1	5,19 ± 0,77 a	1,97 ± 0,62 a	10,78 ± 2,03 a
2	3,85 ± 0,77 c	1,13 ± 0,50 b	7,87 ± 2,80 b
3	4,11 ± 0,72 b	1,04 ± 0,78 b	8,10 ± 2,68 b
Efecto de la plantación	F=101,01, gl =2 y P<0,001	F=56,16, gl =2 y P<0,001	F=88,41, gl=2 y P< 0,001
Efecto de la cobertura	F=80,07, gl= 1 y P< 0,001	F=0,15, gl= 1 y P= 0,7008	F=313,38, gl=1 y P<0,001
Pendiente de la regresión	0,098 (± 0,011)	0,004 (± 0,011)	0,489 (± 0,027)

Valores con letras distintas indican diferencias significativas según prueba de rango múltiple de Tukey (P< 0,05). Promedio ± desviación estándar.



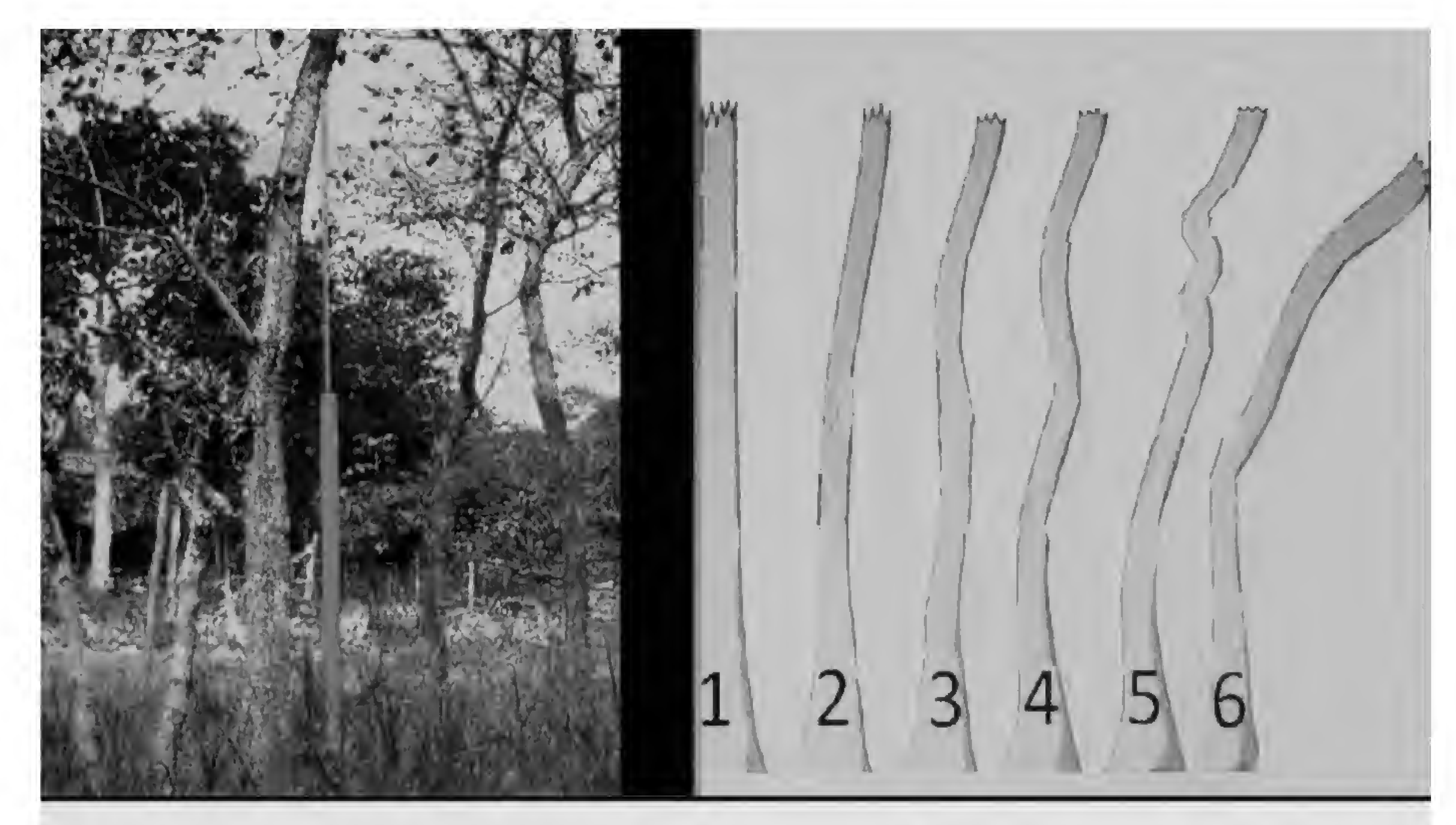


Figura 2. Comparación del fuste de cada árbol, con la escala de calificación de la calidad del tronco (modificado de Röll, 2010).

1. Excelente (totalmente recto). 2. Muy bueno (casi totalmente recto). 3. Bueno (ligeramente flexionado). 4. Intermedio (medio deformado o doblado). 5. Malo (deformado). 6. Muy pobre (muy deformado o casi inclinado).

altura (Tabla 1). En la tabla 1 se observa que el fuste no está relacionado con la cobertura (F = 0,15, gl = 1 y P = 0,7008); los datos sugieren que esta no afectó al fuste.

Por lo que se refiere a la calidad del tronco, el análisis de Kruskal-Wallis indicó diferencias estadísticamente significativas (H=26,49 y P= 0,001) en cada tipo de manejo. Según la prueba de Dunn, se observan árboles con mejor calidad en P1, lo que significa que el riego y la poda están influyendo en la calidad del tronco (Tabla 2).

Discusión

De acuerdo con los resultados, en la plantación P1 que recibió un manejo de poda, riego y deshierbe se registraron los árboles más vigorosos (altura, fuste y DAP). Muñoz *et al.* (2010) obtuvieron resultados similares con otras especies, como *Gmelina arborea, Tectona grandis, Cedrela odorata, Acrocarpus fraxinifolius y Eucalyptus camaldulensis* sometidas a tres tipos de manejo en la selva baja caducifolia del estado de Michoacán. Estos autores observaron que las plantaciones con manejo de poda,

Tabla 2. Promedio ± desviación estándar de la valoración de la calidad del tronco de *Cordia dodecandra* A. DC. en tres plantaciones con diferente manejo.

Plantación	*Valoración de la calidad del tronco*	*Descripción del tronco*
P1	4 ± 1,16 b	Intermedio: medio deformado o doblado
P2	5 ± 1,26 a	Malo: deformado
P3	5 ± 1,15 a	Malo: deformado

Valores con letras distintas indican diferencias significativas según prueba de Dunn (P <0,05).

riego y eliminación de arvenses alcanzaron las mayores tasas de crecimiento, mientras que las tasas menores se registraron en las que no tuvieron ningún tipo de manejo, lo que significa que en ambos estudios las diferencias son resultado del manejo que han recibido los árboles de las plantaciones. Sin olvidar otros factores, con un buen manejo se pueden lograr árboles de mayor grosor y un producto final de buena calidad (Galloway, 2003).

Entre los aspectos más relevantes obtenidos de la evaluación dasométrica destacan las diferencias en las variables altura, fuste y DAP encontradas en P1. Es posible que estas diferencias se deban al riego continuo que la plantación recibió, puesto que el agua se considera uno de los principales factores que intervienen en el crecimiento de los árboles (Gliessman, 2002). El crecimiento también pudo deberse al sistema silvopastoril en el que está establecida la plantación, por los nutrientes provenientes de las excretas de los animales en pastoreo (Pezo e Ibrahim, 1998), así como a las podas que se han realizado en los árboles.

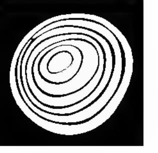
En el sector forestal, las variables que principalmente se consideran son el fuste y el DAP. En este sentido, al establecer una plantación, es necesario tener presente cuál será su objetivo y contar con la suficiente información para decidir el tipo de manejo y poda que se aplicará, determinando la arquitectura del árbol y definiendo claramente qué ramas se desarrollarán y cuál o cuáles serán las ramas líder que la definirán, a fin de que los individuos puedan crecer conforme a lo que se desea obtener (Vásquez, 2001). Es importante mencionar que en P1, donde se registraron los fustes más altos, se han realizado podas de formación desde 2007 con la finalidad de obtener árboles de mejor calidad, con potencial forestal. En P1 también se han realizado podas con el objetivo de evitar sombra al pasto que crece bajo los árboles. La poda ayuda a disminuir la sombra que forman las copas al juntarse los árboles contiguos (Rivas, 2000), lo que puede ocasionar la reducción del forraje (Sun *et al.*, 1997).

Por otra parte, el deshierbe no tuvo ningún efecto en el fuste ni en el DAP pero sí en la altura, lo que sugiere que la mayor altura de los árboles de P3, comparada con la de P2, se debió a que la vegetación no eliminada de su alrededor generara sombra que redujo el sobrecalentamiento del suelo y la transpiración excesiva (Flores y Jurado, 2003). Sin embargo, se esperaba que en P3, al no ser deshierbada, la vegetación alrededor de los árboles hubiera interferido en su desarrollo, principalmente en las primeras etapas, al competir por agua, luz y espacio, o bien, que al entrelazarse pudiera ocasionar que no crecieran, se deformaran o hasta causara su muerte, como mencionan Fredericksen *et al.* (2001).

El análisis de MANCOVA permitió observar que la cobertura influyó en las variables altura y DAP pero no en el fuste, debido a la relación que existe entre la cobertura de los árboles, la altura y el DAP (Arias, 2005). Al modificarse la cobertura mediante las podas se ejerce una influencia en el crecimiento que permite obtener árboles más altos y con mayor DAP. La poda reduce y controla la cobertura, lo que favorece el desarrollo de árboles con fustes de mayor altura, rectos y libres de nudos, de mejor calidad para el sector forestal (Tamaro, 1979; Macías, 2011). Mientras las ramas permanezcan en el tronco de un árbol la madera tendrá nudos, los cuales constituyen uno de los defectos más comunes y su presencia disminuye el valor de la madera (Galloway, 2003).

La evaluación de la calidad del tronco mostró, como se esperaba, que en P1 se encuentran los árboles con fustes más rectos y de mejor calidad, en tanto que P2 y P3 no presentaron diferencias, lo que sugiere que la poda y el riego son factores que influyen de manera importante en la calidad. Los datos muestran el efecto que la intensidad de manejo tiene en el crecimiento de los árboles. Finalmente, se considera que el manejo que P1 recibió es la causa probable de los resultados en altura, fuste, DAP y calidad del tronco En esta plantación se registraron los árboles más vigorosos y con mayor potencial forestal; sin embargo, se ubica aún en la categoría diamétrica más baja (Vester y Navarro, 2007).

El presente estudio indica que *C. dodecandra* reacciona de acuerdo con el manejo al que se somete. En Cárdenas, Tabasco, Anduaga (1988) realizó un estudio en de las instalaciones del Centro Regional de Enseñanza y



Capacitación Agropecuaria, Forestal y Acuícola del Sureste (CEICADES) para comparar dos sistemas de manejo en potreros: el semimecanizado y el manual, ambos contando con deshierbes, y encontró que el incremento promedio anual de 2,8 cm en *C. dodecandra* fue mejor en el sistema semimecanizado. En tanto que Vester y Navarro (2007) determinaron un incremento de 0,08 cm al año para árboles en crecimiento en parcelas permanentes de la remediación de Tres Garantías, Quintana Roo, La estimación es aproximada, puesto que solo se encontraron dos individuos de la especie.

Según el incremento anual de P1 (1,18 cm al año), si se continua con el manejo que ha estado recibiendo y tomando en consideración que el diámetro mínimo de corta aceptado por la mayoría de los aserradores es de 35 cm, la plantación podrá ser aprovechada dentro de 21 años, lo cual permite suponer que con un manejo de poda, riego y deshierbe en una plantación agroforestal, el tiempo de aprovechamiento de *C. dodecandra* podría ser aproximadamente de 30 años.

Conclusiones

En este estudio, los árboles de *C. dodecandra* más vigorosos y con potencial forestal se encontraron en la plantación con poda, riego y deshierbe. Los resultados sugieren que el crecimiento y el potencial forestal de *C. dodencandra* dependen en gran medida del manejo silvocultural al que se someta (podas, riego y deshierbe). El crecimiento y la calidad de los árboles dependerán del manejo basado principalmente en riego y podas. El presente trabajo permite recomendar la utilización de la especie *C. dodencandra* para la producción de madera en los sistemas agroforestales del norte del estado de Yucatán, siempre y cuando se les dé un buen manejo silvocultural (podas, riego y deshierbes).

Referencias

Anduaga M. F. 1988. Respuesta de maculís *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. y siricote *Cordia dodecandra* A. DC. a siembra mecanizada y manual bajo condiciones ecológicas: dosel protector y campo abierto, en la Chontalpa, Tabasco. Tesis de maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, México. 127 p.

Arias, D. 2005. Morfometría del árbol en plantaciones forestales tropicales. *Kurú: Revista Forestal* 2(5):1-13

Benjamin T., P. Montañez., J. Jiménez-Osornio y A. Gillespie. 2001 Carbon, water and nutrients flux in Maya homegardens in the Yucatan peninsula of Mexico. *Agroforestry Systems* 53:103-111.

Carnevali, G., I. Ramírez y A. González-Iturbe. 2003. Flora y vegetación de la Península de Yucatán. *In*: P. Colunga y A. Larqué, eds. Naturaleza y sociedad en el área maya. Academia Mexicana de Ciencias. México, DF. p:53-67.

Durán, R. e I. Olmsted. 1999. Vegetación de la Península de Yucatán. *In*: A. García, J. Córdova y P. Chico Ordóñez,eds. Atlas de procesos territoriales de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida. p:187-191.

Estrada M., H. 2000. Caracterización y cartografía del recurso suelo del municipio de Hocabá, Yucatán. Tesis de maestría. Manejo y conservación de recursos naturales tropicales, Facultad de Veterinaria, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida.

FAO. 1998. El estado actual de las plantaciones forestales en América Latina y el Caribe y examen de las actividades relacionadas con el mejoramiento genético. Trabajo preparado como expositor invitado para la sesión. "Establecimiento, Manejo y Protección de las Plantaciones". Primer Congreso Latinoamericano: El Manejo Sustentable de los Recursos Forestales, IUFRO/FAO, 22-28 noviembre, Valdivia.

Flores, J. y E. Jurado. 2003. Are nurse-protégé interactions more common among plants from arid environments?. *Journal of Vegetation Science* 14(6):911-916.

Fredericksen, T., F. Contreras. y W. Pariona. 2001. Guía de silvicultura para bosques tropicales de Bolivia. Proyecto BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 80 p.

Forster, R., H. Albrecht., M. Belisle., A. Caballero., H. Galletti., O. Lacayo., S. Ortiz y D. Robinson. 2002. Comunidades forestales y el mercadeo de maderas tropicales poco comerciales de Mesoamérica. México. Universidad de Quintana Roo. USAID, México. 159 p.

Galloway, G. 2003. Plantaciones forestales de pequeña escala. *In*: J. Cordero, D. Boshier y A. Barrance. Árboles de Centro América, un manual para extensionistas. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Forestry Research Programme. Oxford Forestry Institute. p:246-262.

Gliessman, S.R. 2002. Agroecología: procesos agroecológicos en agricultura sostenible. CATIE, Turriaba. 359 p.

Huber J. y V. Trecaman. 2004. Eficiencia del uso del agua en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile. *Bosque (Valdivia)* 25(3):33-43.

Jiménez-Osornio, J.J., M.R. Ruenes y P. Montañez. 1999. Agrodiversidad de los solares de la Península de Yucatán. *Red de Gestión de Recursos Naturales* 14:30-40.

Macías-Sámano, E. 2011. Manual de podas para árboles con énfasis en el uso de podas para el control del barrenador *Hypsipyla grandella*, plaga del cedro y la caoba. ECOSUR, Tapachula, Chiapas. 28 p.

Meza, A. y G. Torres. 2004. Efecto de la poda forestal en la calidad de la madera. *Revista Forestal* 1:1-3

Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. Wiley. NuevaYork. 525 p.

Muñoz, H., T. Sáenz, G. Orozco J. Benavides y J. Prieto, 2010. Evaluación de plantaciones forestales comerciales en el trópico seco del estado de Michoacán. Folleto técnico Inifap. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de Investigación Regional Pacífico. Campo Experimental Uruapan, Michoacán. 50 p.

Orellana, R., I. Gerald. y C. Espadas. 2003. Presente, pasado y futuro de los climas de la península de Yucatán. *In*: P. Colunga y A. Larqué, eds. Naturaleza y sociedad en el área maya. Academia Mexicana de Ciencias. México, DF. p:37-51.

Pezo, D. y M. Ibrahim. 1998. Sistemas silvopastoriles. CATIE. Turrialba. 258 p.

Reuter, M. 2005. Limiting factors for the establishment of *Cordia dodecandra* A. DC. and *Bixa orellana* L. on semi-arid calcareous soils in Yucatan, Mexico. Tesis de doctorado. Department of Ecology and Natural Resource Management. Center for Development Research (ZEF), Bonn. 108 p.

Reuter, M., H. Tiessen., J. Jiménez., J. Pohlan., P. Vlek. 2008. Establishment of *Cordia dodecandra* A.DC. with *Bixa orellana* L. on calcareous soils in Yucatán, México. *In*: J. Shibu y A.M. Gordon, eds. Toward agroforestry design: an ecological approach. Springer. p: 195-206.

Rivas, T. D. 2000. Manual de poda para árboles urbanos. Universidad Autónoma de Chapingo. Texcoco, México. 116 p.

Röll, A. 2010. A case study of moist semi-deciduous forest stands of different successional stages in southern, Yucatán, México. Tesis de maestría. Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology. University of Göttingen. 45 p.

Sun, D., G.R. Dickinson y K.J. Robson, 1997. Growth of *Eucalyptus pellita* and *E. urophylla* and effects on pasture production on the coastal lowlands of tropical northern Australia. *Australian Forestry* 59 (2):136 -141.

Tamaro, D. 1979. Tratado de fruticultura. Cuarta edición. Gil. Barcelona. 760 p.

Vanclay, J.K., 1991. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rainforests. *Forest Ecology and Management* 42:143-168.

Vásquez, V. A. 2001. Silvicultura de plantaciones forestales en Colombia. Facultad de ingeniería forestal, Universidad del Tolima, Ibagué. 169 p.

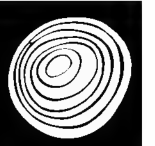
Vester, F. M y Navarro, M. A. 2007. Árboles maderables de Quintana Roo. COQCYT; Conabio; Ecosur. Quintana Roo. 133 p.

Vovides, A. y G. Median. 1997. Relación de algunas plantas y hongos mexicanos raros, amenazados o en peligro de extinción y sugerencias para su conservación. *Acta Botanica Mexicana* 39:1-42.

Manuscrito recibido el 15 de agosto de 2013.
Aceptado el 18 de mayo de 2015.

Este documento se debe citar como:
Campos B., S.M., J.J. Jiménez-Osornio y R. Barrientos. M. 2015. Análisis dasométrico de plantaciones de siricote (*Cordia dodecandra* A. DC.) bajo tres tipos de manejo en Xmatkuil, Yucatán. *Madera y Bosques* 21(3):47-54.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **3: 55-68** Otoño **2015**



Incremento en diámetro y periodicidad de anillos de crecimiento de dos especies arbóreas en una selva húmeda del norte de Oaxaca, México

Diameter increment and periodicity of growth rings of two tree species in a tropical rainforest of northern Oaxaca, Mexico

Elizandro Pineda-Herrera[1*], Juan Ignacio Valdez-Hernández[2], Miguel Ángel López-López[2], Filemón Manzano-Méndez[3] e Isaías Hazarmabeth Salgado-Ugarte[4]

[1] Egresado del [2] Postgrado Forestal, Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
* Autor para correspondencia: elherrera2001@yahoo.com.mx

[3] Asesoría e Investigación para el Manejo de Ecosistemas Forestales, Oaxaca, México.

[4] Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.

Resumen

Se midió el incremento en diámetro y se determinó la periodicidad de los anillos de crecimiento de *Schizolobium parahyba* y *Vochysia guatemalensis* en una selva alta perennifolia de Comaltepec, Oaxaca. El crecimiento se midió bimestralmente con bandas dendrométricas. Se probaron seis categorías diamétricas, tres clasificaciones de simetría y de exposición de la copa a la luz solar. Se seleccionaron los periodos húmedos y relativamente secos durante las mediciones y se determinó su influencia en el crecimiento. Para determinar la periodicidad se marcó el cambium en un individuo por categoría diamétrica. Se relacionó el ancho de las zonas de crecimiento con la precipitación. *S. parahyba* creció más y lo hizo de acuerdo con la estacionalidad del clima. *V. guatemalensis* tuvo un ritmo continuo de crecimiento. En *S. parahyba* las categorías diamétricas mayores crecieron más ($P \leq 0.05$) y no se presentó afinidad por alguna condición particular de exposición a la luz. No se encontraron diferencias en crecimiento en las categorías diamétricas, simetrías e iluminaciones de copa de *V. guatemalensis*. Ambas especies forman anillos anuales, totalmente conspicuos en *S. parahyba* y medianamente delineados en *V. guatemalensis*. El ancho de las zonas de crecimiento en el anillo de *S. parahyba* estuvo altamente relacionado con el periodo húmedo ($P \leq 0.01$).

Palabras clave: bandas dendrométricas, La Chinantla, *Schizolobium parahyba*, selva alta perennifolia, *Vochysia guatemalensis*.

Abstract

Diameter growth was estimated and periodicity of the growth rings was determinated for *Schizolobium parahyba* and *Vochysia guatemalensis* in a tropical rain forest of Comaltepec, Oaxaca. Diameter growth was measured bimonthly by using dendrometer bands. Six diameter categories, three symmetries categories and three sunlight exposition levels were tested. Moist and relatively dry periods of time were selected during measurements operations, and their influence on tree growth was examined. To determine growth periodicity, the cambium of one tree per diameter category was labeled. Ring width was related with precipitation. *S. parahyba* grew faster than *V. guatemalensis* which showed a continuous growth rate. In *S. parahyba*, the largest diameter categories grew the most ($P \leq 0.05$) and no affinity with any radiation condition was found. No differences in growth in diameter categories, symmetries and illuminations crown of *V. guatemalensis* were found. Both species produced annual rings, completely conspicuous in *S. parahyba* and slightly delineated in *V. guatemalensis*. Ring width was highly related with moist periods in *S. parahyba* ($P \leq 0.01$).

Keywords: dendrometer bands, Chinantla, *Schizolobium parahyba*, tropical rain forest, *Vochysia guatemalensis*.

Introducción

En el norte de Oaxaca, México, la región conocida como La Chinantla presenta una de las precipitaciones más altas del país (>3000 mm) (García, 1987) y alberga a la tercera zona más extensa de selvas húmedas a nivel nacional (González *et al.,* 1999). De acuerdo con Toledo *et al.* (1995), la cantidad de especies arbóreas útiles de este tipo de vegetación es superior a las ciento cincuenta solamente en los rubros: materiales de construcción, maderables y combustibles.

Considerando este potencial, resalta la importancia de contar con investigación básica sobre producción y diseminación de semillas, germinación, crecimiento, productividad, fotosíntesis, transpiración, arquitectura, variabilidad genética, mecanismos reproductivos e interacciones bióticas de las especies (Vázquez-Yanes y Guevara, 1985). Aunado a esto, la continua conversión de selvas húmedas en terrenos con fines pecuarios resaltan la importancia de conservar este patrimonio biológico (Dirzo, 2004).

El conocimiento de las tasas de crecimiento y la edad de especies arbóreas tropicales provee información relevante sobre su ecología y dinámica, además de ser fundamental en la extracción sustentable de los recursos maderables (Melo y Vargas, 2003; Rozendaal y Zuidema, 2011). La investigación en estos temas señala que dada la diversidad de especies en selvas, es necesario considerar el estado ontogenético, los factores abióticos-bióticos y los aspectos funcionales que pueden direccionarlo (Van der Sande *et al.*, 2015).

Una de las interrogantes omnipresente en cualquier estudio de crecimiento arbóreo tropical es la influencia del clima, el cual ha seguido afirmándose de forma extendida que no es estacional, ya que no se presentan épocas de secas marcadas. Debido a este nulo reposo en la actividad del cambium, no se formarían anillos que demuestren un crecimiento reducido o en latencia durante la época con menor precipitación (Azim y Okada, 2014).

En La Chinantla, Oaxaca, los estudios que se han realizado sobre crecimiento y edad son mínimos. Manzano (2010a; 2010b) encontró que individuos de 0 cm a 15 cm de *Zanthoxylum kellermanii* P. Wilson presentan mayores incrementos, así como aquellos que tienen copas simétricas e iluminadas, presentan anillos claramente distinguibles, con periodicidad anual y su anchura se correlaciona con la dinámica de la precipitación. Para otras especies no existen estudios al respecto.

Schizolobium parahyba (Vell.) Blake (hasta 35 m de altura y 1 m de diámetro) y *Vochysia guatemalensis* Donn. Smith. (hasta 45 m de altura y 1,8 m de diámetro) se encuentran comúnmente en el norte de Oaxaca formando parte de los primeros estadios de la sucesión secundaria (Miranda y Hernández, 1963).

Los antecedentes sobre crecimiento y periodicidad de ambas especies en condiciones naturales demuestran que *S. parahyba* crece en altura favorecida por copas simétricas, iluminadas (Rozendaal *et al.*, 2006) y forma anillos de crecimiento anuales con precipitaciones menores a 2600 mm anuales (Tomazello *et al.*, 2004; Marcatti *et al.*, 2008; Callado y Cardoso, 2010). Para *V. guatemalensis* en condiciones naturales, el crecimiento se ha medido en individuos jóvenes en Bolivia (Iriarte y Chazdon, 2005) y en plantaciones de edad conocida en Costa Rica (Solís y Moya, 2004).

Considerando lo anterior, las preguntas de investigación fueron: a) ¿todas las especies arbóreas de las selvas húmedas del norte de Oaxaca crecen de forma distinta de acuerdo con sus dimensiones y condiciones de copa? b) ¿siendo una región con alta precipitación, no se esperaría un efecto estacional en los incrementos en diámetro? y b) ¿todas las especies arbóreas de las selvas húmedas del norte de Oaxaca forman anillos de crecimiento visibles y anuales?

Objetivos

Medir el incremento en diámetro entre árboles de distintas clases diamétricas y condiciones de copa, establecer la existencia de estacionalidad de la precipitación y la temperatura en los incrementos; así como determinar la periodicidad de anillos de crecimiento en árboles de *S. parahyba* y *V. guatemalensis* en una selva húmeda del norte de Oaxaca, México.



Materiales y métodos

Zona de estudio

Se localiza en la comunidad de San Martín Soyolapan (17° 41' 53,5" N; 96° 16' 57,3" O), cuenca del río Papaloapan, municipio de Santiago Comaltepec, Sierra Norte del estado de Oaxaca, a una altura de 60 m snm (Inegi, 2005). El clima es de tipo Am e(g)w": cálido húmedo con lluvias todo el año, precipitación anual de hasta 3000 mm anuales y temperatura media anual de 24 °C (García, 1987). El relieve se compone de elevaciones y lomeríos, el material parental lo constituyen rocas sedimentarias y los suelos son acrisoles (Inegi, 2005). El tipo de vegetación corresponde a una selva alta perennifolia (Miranda y Hernández, 1963).

Incremento en diámetro

Los árboles de *S. parahyba* se encontraron en terrenos desmontados con fines pecuarios y en los alrededores de selva secundaria. *V. guatemalensis* se localizó en selva secundaria utilizada anteriormente con fines agrícolas.

A un total de 42 árboles: 16 de *S. parahyba* y 26 de *V. guatemalensis*, se les colocaron bandas dendrométricas a una altura de 1.30 m sobre el nivel del suelo (DAP) (Manzano *et al.*, 2010a) y fueron agrupados en seis categorías diamétricas de cinco centímetros de amplitud (desde 2,5 cm hasta 32,5 cm de DAP). Las mediciones del incremento se realizaron en estas bandas cada dos meses: de julio 2006 a julio 2007 para *S. parahyba* y de mayo 2006 a julio 2007 para *V. guatemalensis*.

Las categorías se definieron por un límite inferior y uno superior de medición, determinado por la disponibilidad de individuos. Estos límites se establecen con el propósito de obtener la dinámica de crecimiento por estructura de edades de la población a estudiar (Melo y Vargas, 2003).

Las copas de los árboles medidos se categorizaron de acuerdo con su simetría: 1. copa asimétrica, 2. copa parcialmente simétrica, 3. copa simétrica; exposición de luz solar de su copa: 1. iluminación escasa o nula, 2. iluminación parcial, 3. iluminación total (modificado de Manzano *et al.*, 2010a).

Para comparar el crecimiento entre categorías diamétricas y condiciones de copa se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) y pruebas de comparación de medias (Tukey) empleando el paquete estadístico Stata (Stata Corp, 2005).

Influencia de factores climáticos en el incremento en diámetro

Con el propósito de establecer la existencia de estacionalidad del clima en los incrementos en diámetro, se obtuvieron datos de precipitación y temperatura mensuales. Estos datos se obtuvieron del Servicio Meteorológico Nacional, para el periodo de medición, de la estación más cercana (Valle Nacional) a la comunidad. De acuerdo con los criterios de Walter (1977) en cuanto a cantidad de lluvia, los meses de medición se clasificaron en periodos húmedos (>100 mm) y relativamente secos (< 100 mm).

Con estos datos, se tabularon por cada periodo: la temperatura promedio, los días con lluvia, la lluvia acumulada y el crecimiento promedio acumulado (adaptado de Interián-Ku *et al.*, 2014).

Periodicidad de anillos de crecimiento

Se marcó el cambium vascular realizando incisiones (10 cm - 15 cm de largo y 0,5 cm de profundidad) (Galán *et al.*, 2011) cada dos meses (mayo 2006-julio 2007) al tronco de un individuo a una altura de 1,30 m (DAP) por cada categoría diamétrica de ambas especies, así como a uno adicional de 30 cm de *V. guatemalensis*. En julio de 2007, los árboles marcados de ambas especies se derribaron para obtener las rodajas respectivas, las cuales fueron cepilladas y pulidas con una lijadora orbital Trupper mod ¼ A en una secuencia de grados: 80, 120, 150, 220, 240, 320, 400 hasta distinguir los anillos y establecer la periodicidad en su formación.

Se midió el ancho de las zonas de crecimiento de todas las rodajas obtenidas y se realizó una regresión lineal en STATA (Stata Corp., 2005) con la precipitación, tanto para los periodos húmedos como para los relativamente secos (Galán *et al.*, 2011).

Resultados

Incremento en diámetro

S. parahyba creció en anualmente en promedio 0,72 cm y *V. guatemalensis* 0,58 cm. La figura 1 muestra que *S. parahyba* presentó un patrón de acuerdo con la marcha de la precipitación, ya que en el periodo relativamente seco (Noviembre-Abril) la curva no tiene pendiente hasta que se presentan nuevamente las lluvias. *V. guatemalensis* presentó una pendiente continua, sin intervalos de descanso entre periodos.

En todas las curvas se observó una fase de crecimiento mínimo o reposo desde octubre hasta mayo y un ascenso al iniciar la época de lluvias. En *S. parahyba*, las categorías cuyas curvas mostraron más individuos con el mayor incremento fueron 20, 30, 5, 10 y 15 (Fig. 2). En *V. guatemalensis* los individuos con mayores incrementos pertenecieron a las categorías 10, 15, 25, 20 y 5 (Fig. 3).

Las categorías diamétricas de *S. parahyba* en orden descendente de incremento en diámetro fueron 20, 30, 5, 15 y 10, los máximos incrementos máximos también se dieron en el mismo orden. Los incrementos mínimos comprendieron 20, 5, 30, 10 y 15. En *V. guatemalensis* las categorías que más crecieron en promedio fueron: 10 y 15, seguidas por: 25, 20 y 5; en tanto los máximos incrementos siguieron el mismo orden mencionado. Los incrementos mínimos se presentaron en orden descendente en 10, 15, 25, 5 y 20 (Tabla 1).

Estadísticamente, las categorías diamétricas de *S. parahyba* fueron significativamente diferentes ($P \leq 0{,}05$) (Tabla 2). La categoría 20 fue significativamente mayor que las 5, 10 y 15 ($P \leq 0{,}05$); similar con 30 y 5. Hubo similitudes entre 10 y 15. (Tabla 3). *V. guatemalensis* no presentó diferencias significativas entre sus categorías (Tabla 2).

Todos los árboles de *S. parahyba* tuvieron una copa simétrica y no hubo individuos con iluminación 1, por lo que se compararon únicamente sus incrementos de acuerdo con la iluminación total y parcial de sus copas. En la figura 4 se observa que la mayor cantidad de individuos estuvieron totalmente iluminados, seguidos de los parcialmente iluminados. Las curvas con mayores incrementos fueron las de individuos totalmente iluminados.

Los individuos de *V. guatemalensis* presentaron mayoritariamente copas parcialmente simétricas, seguidas de las simétricas y asimétricas. El mismo orden se observó en la iluminación de copas (Fig. 5 y 6).

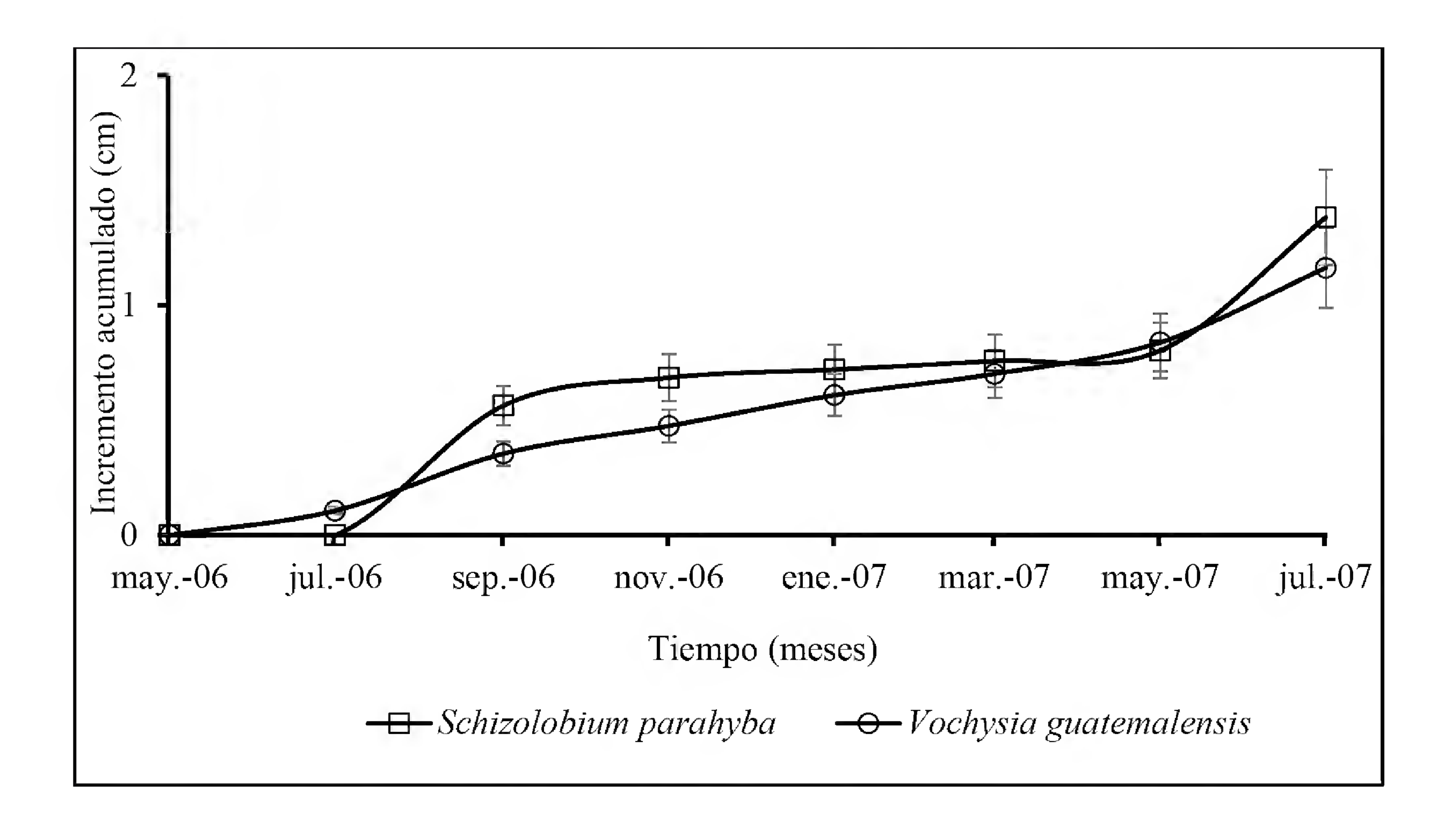


Figura 1. Curvas de incremento en diámetro para ambas especies.

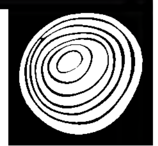


Figura 2. Curvas de incremento en diámetro para categorías diamétricas de *Schizolobium parahyba*. a) 5 cm, b) 10 cm, c) 15 cm, d) 20, e) 30 cm, (——) Valores promedio.

Tabla 1. Tasas de crecimiento anual en diámetro de ambas especies.

			Categorías diamétricas					
			5	10	15	20	25	30
Schizolobium parahyba	Número de árboles		3	3	3	4	0	3
	Incremento promedio anual (cm)	Mínimo	0,72	0,32	0,29	0,86	-	0,55
		Medio	0,76	0,39	0,44	1,03	-	0,82
		Máximo	1,36	0,61	0,88	2,04	-	1,69
	Desviación estándar		0,3459	0,1805	0,2542	0,5204	-	0,4478
Vochysia guatemalensis	Número de árboles		4	5	6	7	3	0
	Incremento promedio anual (cm)	Mínimo	0,04	0,16	0,15	0,02	0,07	-
		Medio	0,25	0,70	0,66	0,44	0,49	-
		Máximo	0,55	1,61	1,44	0,98	1,07	-
	Desviación estándar		0,1788	0,5177	0,4734	0,3433	0,3676	-

Tabla 2. Análisis de varianza del crecimiento en diámetro para ambas especies.

Especie	Fuente de Variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	*F*	*P*
Schizolobium parahyba	Categorías diamétricas	4	0,5690		
	Error	30	0,1787	2,8504	0,04*
Vochysia guatemalensis	Categorías diamétricas	4	0,3874		
	Error	35	0,1785	2,2035	ns

F Valor de F calculado; * $P \leq 0,05$; ns no significativo.

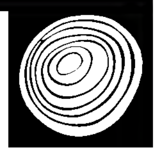
Tabla 3. Comparación de medias (Tukey) para el crecimiento en diámetro (cm) de categorías diamétricas de *Schizolobium parahyba*.

	Categoría					N	DMS
	5	10	15	20	30		
Media	0,76a	0,39b	0,44b	1,03ac	0,82ac	16	0,4168

Valores con letras distintas fueron estadísticamente diferentes ($P \leq 0,05$); N Número de individuos; DMS Diferencia mínima significativa

Los incrementos promedio, mínimo y máximo de *S. parahyba* para iluminación de sus copas fueron mayores para aquellos totalmente iluminados (Tabla 4). Las copas simétricas y totalmente iluminadas en los incrementos promedio, mínimo y máximo de *V. guatemalensis* mostraron los mayores valores (Tabla 4).

En *V. guatemalensis* no hubo diferencias significativas entre diferentes simetrías de copa (Tabla 5). En ambas



a)
4 3 2 1 0
may.-06 ago.-06 nov.-06 mar.-07 jun.-07

b)
4 3 2 1 0
may.-06 ago.-06 nov.-06 mar.-07 jun.-07

Incremento en diámetro (cm)

c)
4 3 2 1 0
may.-06 ago.-06 nov.-06 mar.-07 jun.-07
Tiempo (meses)

d)
4 3 2 1 0
may.-06 ago.-06 nov.-06 mar.-07 jun.-07
Tiempo (meses)

e)
Incremento acumulado (cm)
4 3 2 1 0
may.-06 ago.-06 nov.-06 mar.-07 jun.-07
Tiempo (meses)

Figura 3. Curvas de incremento en diámetro para categorías diamétricas de *Vochysia guatemalensis*. a) 5 cm, b) 10 cm, c) 15 cm, d) 20, e) 25 cm, (—) Valores promedio.

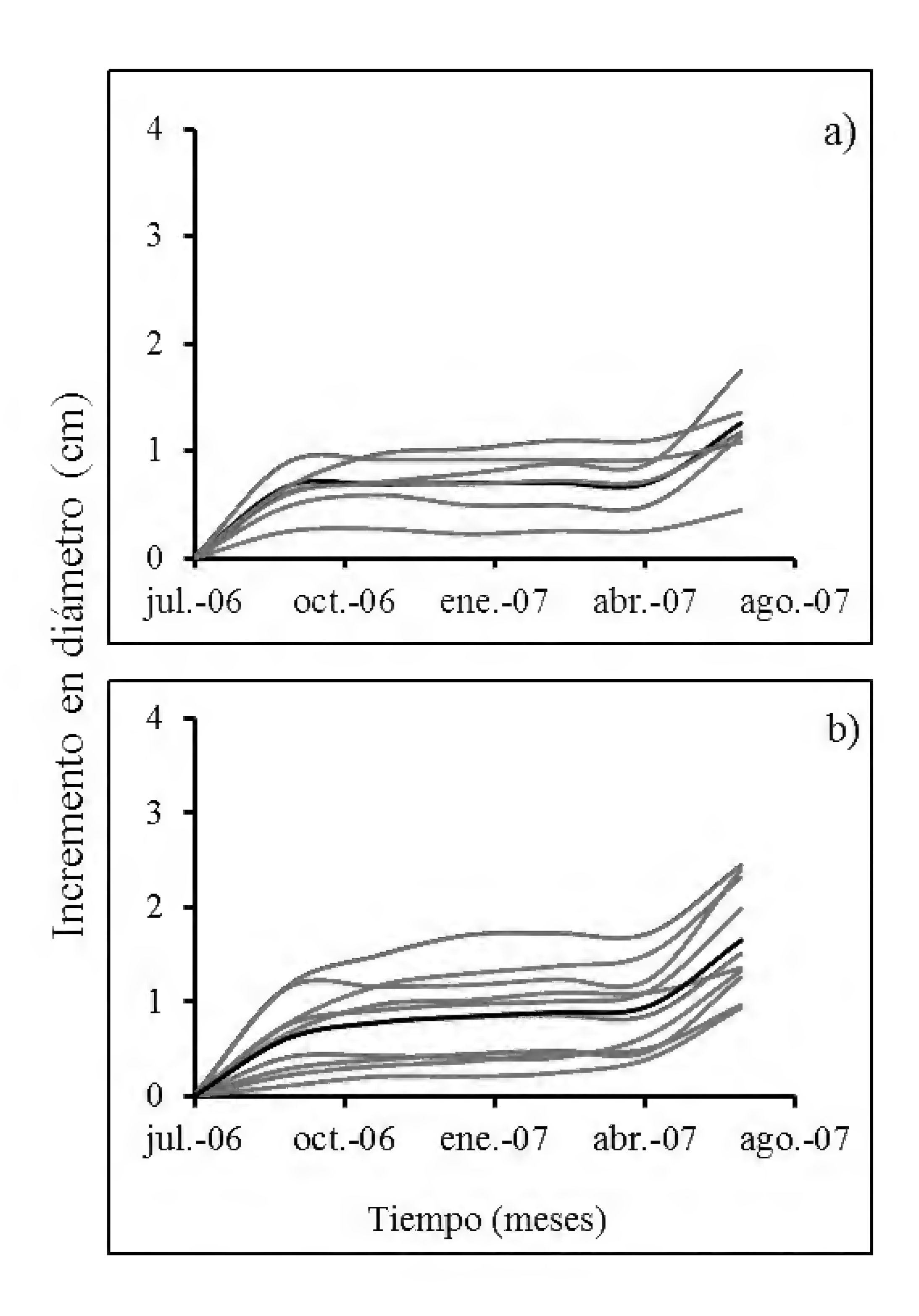


Figura 4. Curvas de incremento en diámetro para iluminación de copa de *Schizolobium parahyba*. a) copa parcialmente iluminada, b) copa totalmente iluminada, (—) Valores promedio.

especies no se presentaron diferencias significativas entre diferentes exposiciones a la luz (Tabla 5).

Influencia de factores climáticos en el incremento en diámetro

La tabla 6 muestra que *S. parahyba* creció aun en sequía relativa con incrementos mínimos, algunos días con lluvia y menores temperaturas en el invierno. *V. guatemalensis* creció de una forma más constante, aun con menos días de lluvia y aumento de la temperatura en sequía relativa. Ambas especies respondieron con mayores incrementos del diámetro con presencia de lluvias por arriba de los 100 mm.

Periodicidad de anillos de crecimiento

En la figura 7a-b se presentan las cicatrices generadas por las incisiones, las cuales indican que la formación de zonas de crecimiento está compuesta por un anillo en ambas especies, de julio de 2006 a julio de 2007 en *S. parahyba* (Fig. 7c) y de mayo de 2006 a julio de 2007 en *V. guatemalensis* (Fig. 7d). Estos anillos son conspicuos en *S. parahyba* y delimitados por bandas de parénquima y fibras, se encontraron anillos falsos o discontinuos (Fig. 7e). En *V. guatemalensis* los anillos son medianamente conspicuos y delimitados por hasta tres bandas de parénquima y fibras (Fig. 7f).

Las relación entre el ancho de las zonas de crecimiento y la precipitación fue alta para *S. parahyba* (R^2 = 0,96) y asociada significativamente con el periodo húmedo del año ($P \leq 0.01$) (Fig. 8, Tabla 7). En *V. guatemalensis* ambas variables estuvieron medianamente relacionadas, (R^2 = 0,54) sin diferencias significativas para ambos periodos de precipitación (Fig. 8, Tabla 7).

Discusión

El patrón de crecimiento de *S. parahyba* en el presente estudio se relaciona con la marcha de la precipitación y muestra un carácter estacional durante la época relativamente seca, aun cuando no cesa de crecer absolutamente. Esto se ha encontrado también para otras leguminosas en estudios de similar duración en Terra Firme, Brasil (2485 mm) (Botosso y Vetter, 1991) y Kerala, India (4000 mm) (Pelissier y Pascal, 2000). *V. guatemalensis* crece de forma continua, sin estacionalidad contundente, un comportamiento comúnmente encontrado en Costa Rica (Delgado *et al.*, 2003; Solis y Moya, 2004).

La tendencia de las categorías diamétricas mayores de *S. parahyba* a crecer más, obedece a una mayor producción fotosintética, resultado de copas con mayores dimensiones (Swaine, 1987). Esta especie es descrita en la literatura como pionera durable dada su presencia inicial en la sucesión y en etapas posteriores, cuando el dosel ya no es totalmente permeable a la luz (Rozendaal *et al.*, 2006). Ello confirma la plasticidad de su copa para crecer en una u otra condición. Pineda-Herrera *et al.* (2011)

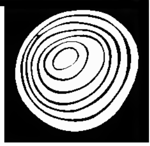


Tabla 4. Tasas de crecimiento anual en diámetro para condiciones de copa de ambas especies.

		Condiciones de copa					
		S1	S2	S3	I1	I2	I3
Schizolobium parahyba							
Número de árboles		-	-	-	-	6	10
Incremento promedio anual (cm)	Mínimo	-	-	-	-	0,59	0,61
	Medio	-	-	-	-	0,65	0,82
	Máximo	-	-	-	-	1,17	1,65
Desviación estándar		-	-	-	-	0,3190	0,4527
Vochysia guatemalensis							
Número de árboles		5	16	5	5	16	5
Incremento promedio anual (cm)	Mínimo	0,02	0,11	0,10	0,03	0,13	0,10
	Medio	0,22	0,59	0,65	0,15	0,42	0,51
	Máximo	0,52	1,29	1,45	0,48	1,28	1,51
Desviación estándar		0,1584	0,4008	0,4909	0,1555	0,4215	0,5108

S1 Copa asimétrica; S2 Copa parcialmente simétrica; S3 Copa simétrica; I1 Copa poco iluminada; I2 Copa parcialmente iluminada; I3 Copa iluminada.

Tabla 5. Análisis de varianza del crecimiento en diámetro para condiciones de copa en ambas especies.

Especie	Fuente de Variación	Grados de libertad	Cuadrados medios	*F*	*P*
Schizolobium parahyba	Iluminación de copa	1	0,0927	0,5181	ns
	Error	12	0,1889		
Vochysia guatemalensis	Simetría de copa	2	0,2853	2,8211	ns
	Error	18	0,1011		
	Iluminación de copa	2	0,4383	2,9009	ns
	Error	21	0,1511		

F Valor de F calculado; ns no significativo.

explican esta plasticidad de su modelo arquitectónico: ramas en ángulos de 90 grados en individuos jóvenes están expuestas totalmente y ángulos de 45 grados lo están parcialmente en individuos adultos.

Aun cuando en *V. guatemalensis* no se presentaron diferencias significativas entre los estadios ontogenéticos, ni las condiciones de copa con los incrementos medidos, este comportamiento describe a la especie como pionera durable que responde de forma oportunista a la luz y que tolera condiciones de sombra en etapa iniciales de crecimiento (Iriarte y Chazdon, 2005).

La arquitectura de esta especie cambia de acuerdo con su estadio, individuos jóvenes presentan ramas principales con 90°y en adultos esta magnitud es de 40° o 45° (Pineda-Herrera *et al.*, 2011), así mismo la superficie foliar de sus hojas compuestas y su densidad de estomas contribuyen a mantener la actividad fotosintética en distintos escenarios de iluminación (Popma *et al.*, 1992).

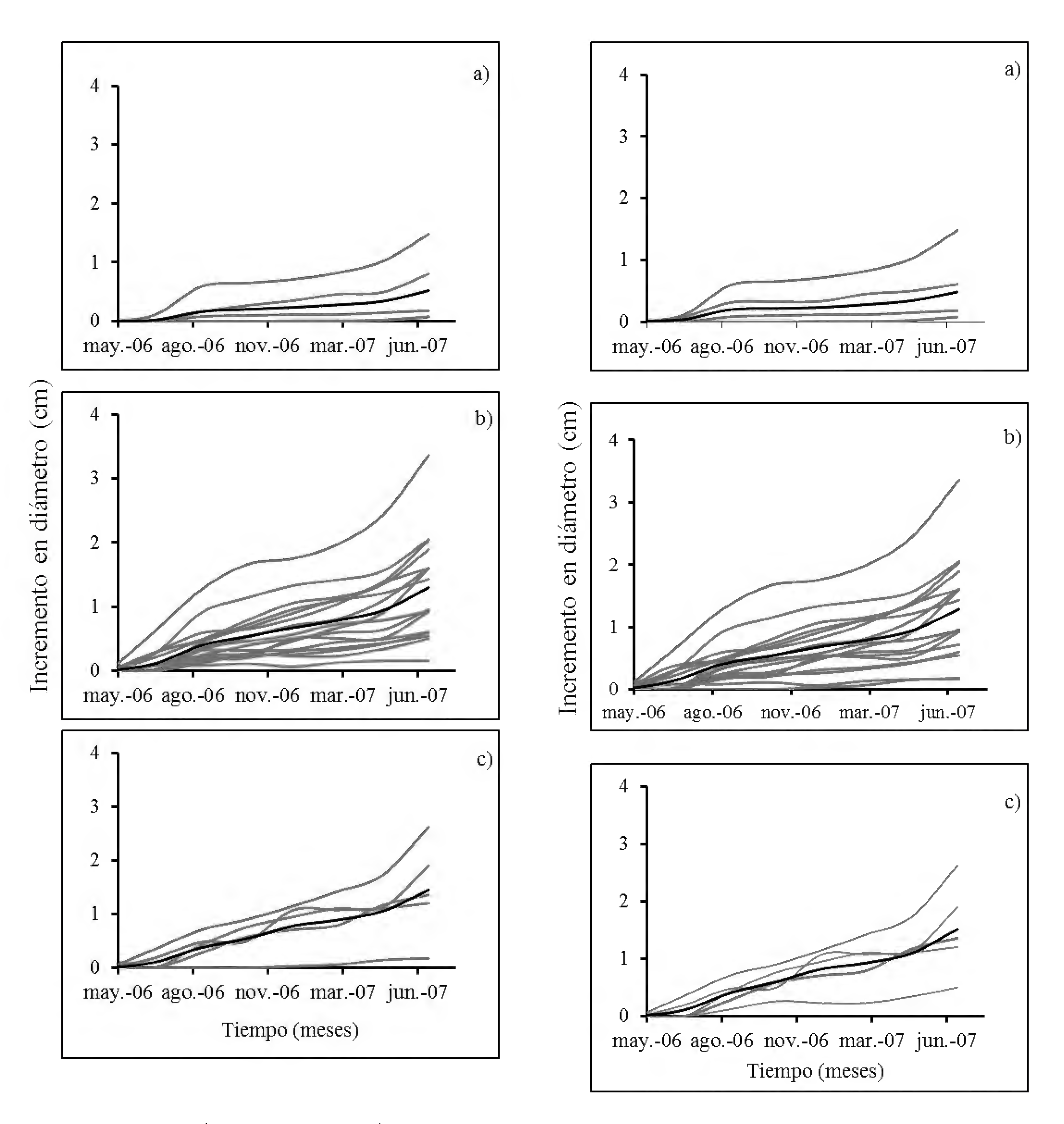


Figura 5. Curvas de incremento en diámetro para simetrías de copa de *Vochysia guatemalensis*. a) copa asimétrica, b) parcialmente simétrica, c) simétrica, (—) Valores promedio.

Figura 6. Curvas de incremento en diámetro para iluminación de copa de. *Vochysia guatemalensis*. a) copa escasamente iluminada, b) copa parcialmente iluminada, c) copa iluminada (—) Valores promedio.



FIGURA 7. Periodicidad del crecimiento de ambas especies. a). cicatrices en rodaja de 15 cm de *Schizolobium parahyba*. b). cicatrices en rodaja de 15 cm de *Vochysia guatemalensis*. c). cicatrices inicial y final en *Schizolobium parahyba*. d). cicatrices inicial y final en *Vochysia guatemalensis*. e). zonas de crecimiento en anillos de *Schizolobium parahyba*. f). zonas de crecimiento en anillos de *Vochysia guatemalensis*. Flechas continuas: periodo de sequía relativa. Flechas discontinuas: periodo húmedo.

La aparente estacionalidad en la que crece *S. parahyba*, se comprobó en la investigación de Pineda-Herrera *et al.* (2012) en la misma zona de estudio, donde la especie fue sensible al estrés hídrico en la época seca, pero sin detener sus procesos reproductivos. La aparición de lluvias intensas a principios del verano también se correlacionó con el brote de hojas.

Los mismos autores señalan que *V. guatemalensis* no tiene un comportamiento estacional contundente, aun-cuando pierde parte de sus hojas en la época relativamente seca y las repone conforme aumenta la humedad del suelo.

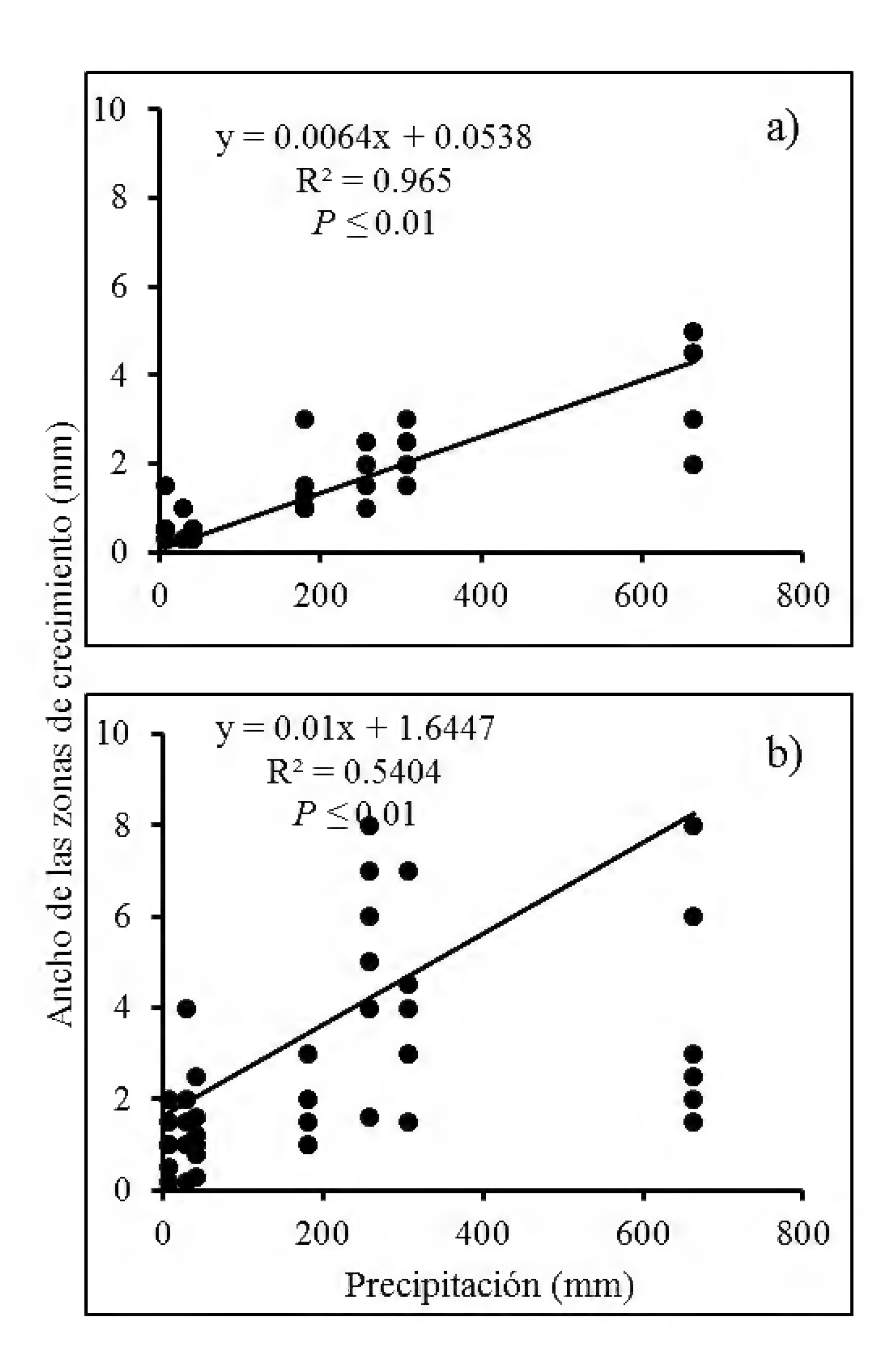


Figura 8. Relación de la precipitación con el ancho de las zonas de crecimiento. a). *Schizolobium parahyba*, b). *Vochysia guatemalensis*.

La temperatura sí tiene un papel estacional, al no participar en ningún evento fenológico.

La formación de anillos en *S. parahyba* coincide con lo encontrado por Tomazello *et al.*, (2004) (1357 mm) y Marcatti *et al.* (2008) (1399 mm) para esta especie en Brasil, en la delimitación por hilera de parénquima y significativamente correlacionados con la precipitación (Callado y Cardoso, 2010) (2076 mm). La periodicidad de *V. guatemalensis* en la zona de estudio no se correlaciona con la precipitación, los caracteres anatómicos de su madera dificultan diferenciar entre zonas de crecimiento, lo que es un patrón característico del *género Vochysia* (León, 2005).

Conclusiones

S. parahyba tiene ritmo de crecimiento estacional y anual, asociado con la dinámica de la precipitación, sus mayores incrementos se asocian con individuos en etapas sucesionales avanzadas. *V. guatemalensis* tiene un ritmo de crecimiento continuo, el cual no está determinado por factores del clima, ni por la edad de sus individuos, su simetría o la iluminación de sus copas, sino por el estado sucesional en que se encuentre. La periodicidad de sus anillos anuales no tiene relación con los factores del clima.

Reconocimientos

El primer autor solventó sus estudios de posgrado con el apoyo de los contribuyentes a través del Consejo Nacional

Tabla 6. Tasas de incremento en diámetro acumulado de ambas especies de acuerdo con la temperatura promedio, días con lluvia y marcha de la precipitación (Mayo 2006-Julio-2007).

Periodo		H	H	Rs	H	Rs	Rs	Rs	Rs	H
		2006					2007			
Mes(es)		M-J	J-S	O	N	D	E	F	M-M	J-J
Temperatura promedio (°C)		28,9	28,3	27,4	24,4	22,8	23,6	23,5	28	29,5
Días con lluvia		22	56	13	11	9	10	7	8	29
Precipitación (mm)		380,6	986,4	90,9	180,5	99,4	27	93,6	94,1	371,6
Incremento acumulado (cm)	*Schizolobium parahyba*	-	0,56	0,60	0,68	0,70	0,72	0,73	0,75	1,38
	Vochysia guatemalensis	0,12	0,35	0,40	0,47	0,51	0,60	0,65	0,83	1,16

H Húmedo; Rs Relativamente seco.

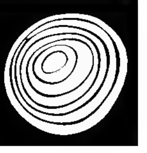


Tabla 7. Análisis de regresión para ancho de zona de crecimiento y periodo de precipitación por especie.

Especie	Periodo	Coeficiente	Error	Estadístico *t*	*P*
Schizolobium parahyba	Húmedo	0,2516492	0,2005936	1,25452254	0,014*
	Seco	0,63096774	0,25191339	2,50470113	ns
Vochysia guatemalensis	Húmedo	2,61112771	1,7058915	1,53065286	ns
	Seco	1,09014337	0,42985221	2,53608881	ns

* $P \leq 0,01$; ns no significativo

de Ciencia y Tecnología (CONACYT). El comisariado comunal de Santiago Comaltepec apoyó en todo momento con la investigación al igual que las autoridades de la agencia municipal de San Martín Soyolapan. El servicio meteorológico nacional (SMN) proporcionó los datos del clima.

Referencias

Azim, A.A. y N. Okada. 2014. Occurrence and anatomical features of growth rings in tropical rainforest trees in Peninsular Malaysia: a preliminary study. *Tropics* 23(1):15-31.

Botosso, P.C. y R.E. Vetter. 1991. Alguns aspectos sobre a periodicidade e taxa de crescimento em 8 espécies arbóreas tropicais de Floresta de Terra Firme (Amazônia). *Revista do Instituto Florestal* 3(2):163-180.

Callado, C.H., y R.C. Guimarães. 2010. Tree-ring study of *Schizolobium parahyba* (Leguminosae: Caesalpinioideae) after a mortality episode in Ilha Grande, Rio de Janeiro state. *Brazilian Journal of Botany* 33(1):84-91.

Delgado, A., M. Montero, O. Murillo y M. Castillo. 2003. Crecimiento de especies forestales nativas en la zona norte de Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 27(1):63-78.

Dirzo, R. 2004. Las selvas tropicales. Epítome de la crisis de la biodiversidad. *Biodiversitas* 56:12-15.

Galán-Larrea, R., J.I. Valdez-Hernández, H. de los Santos-Posadas y J.L. López-López. 2011. Periodicidad en la madera de cuatro especies arbóreas de la costa de Oaxaca. *In*: A.R. Endara-Agramont, A. Mora-Santacruz, J.I. Valdez-Hernández, eds. Bosques y Árboles del Trópico Mexicano: Estructura, Crecimiento y Usos. CUCBA-Universidad de Guadalajara-Prometeo ediciones. Guadalajara, México. p:37-56.

García, E. 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 115 p.

González, A., M. Alfaro, M. Bolaños, J. de los Santos, J. Rosalío y J. López P. 1999. Conservación de la biodiversidad y desarrollo sustentable en áreas prioritarias para la Región de la Chinantla, Oaxaca. PAIR A.C.-Grupo Mesófilo. México, D.F. 79 p.

Inegi (Instituto Nacional de Estadística, Geográfica e Informática). 2005. Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1:250 000. Serie III. Aguascalientes, México.

Interián-Ku, V.M., H. Vaquera-Huerta, J.I. Valdez-Hernández, E. García-Moya, A. Romero-Manzanares y A. Borja-De la Rosa. 2014. Influencia de factores morfológicos y ambientales sobre el crecimiento en diámetro de *Caesalpinia gaumeri* Greenm en un bosque tropical caducifolio en México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20(3):255-270.

Iriarte, VB. S. y R.L. Chazdon. 2005. Light-dependent seedling survival and growth of four tree species in Costa Rican second-growth rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 21(04):383-395.

León, W. 2005. Estudio anatómico de la madera de 21 especies del género *Vochysia* POIR. (Vochysiaceae). *Acta Botánica Venezolana* 28(2):213-232.

Manzano, F., J.I. Valdez, M.A. López y H. Vaquera. 2010a. Crecimiento en diámetro de *Zanthoxylum kellermanii* P.

Wilson en una selva perennifolia del norte de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 16(2):19-33.

Manzano, F. 2010b. Crecimiento, periodicidad y biomasa de *Zanthoxylum kellermanii* P. Wilson en una selva perennifolia del norte de Oaxaca. Tesis de Doctorado. Colegio de Postgraduados. México. 85 p.

Marcati, C., E. Camilla, R. Díaz y S. Rodríguez. 2008. Seasonal development of secondary xylem and phloem in *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (Leguminosae: Caesalpinioideae). *Trees* 22:3–12.

Melo, O. y R. Vargas. 2003. Evaluación Ecológica y Silvicultural de Ecosistemas Boscosos. Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia 75 p.

Miranda, F. y E. Hernández. 1963. Los tipos de vegetación de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.

Pélissier, R. y J.P. Pascal. 2000. Two-year tree growth patterns investigated from monthly girth records using dendrometer bands in a wet evergreen forest in India. *Journal of Tropical Ecology* 16(03):429-446.

Pineda-Herrera, E., J.I. Valdez, M.A. López, I. Salgado y F. Manzano. 2011. Arquitectura de dos especies arbóreas en una selva alta perennifolia de Oaxaca en: Bosques y Árboles del Trópico Mexicano: Estructura, Crecimiento y Usos. *In*: A.R. Endara-Agramont, A. Mora-Santacruz, J.I. Valdez-Hernández, eds. Bosques y Árboles del Trópico Mexicano: Estructura, Crecimiento y Usos. CUCBA-Universidad de Guadalajara-Prometeo ediciones. Guadalajara, México. p: 23-36.

Pineda-Herrera, E., J.I. Valdez y M.A. López. 2012. Fenología de dos especies arbóreas en una selva alta perennifolia del Norte de Oaxaca. *Botanical Sciences* 90(2):185-193.

Popma, J., F. Bongers y M.J.A. Werger. 1992. Gap-dependence and leaf characteristics of trees in a tropical lowland rain forest in Mexico. *Oikos* 63:207-214.

Rozendaal, D.M., V.H. Hurtado y L. Poorter. 2006. Plasticity in leaf traits of 38 tropical tree species in response to light; relationships with light demand and adult stature. *Functional Ecology* 20(2):207-216.

Rozendaal, D.M. y Zuidema P.A. 2011. Dendroecology in the tropics: a review. *Trees* 25(1):3-16.

Swaine, M.D., D. Lieberman y F. E. Putz. 1987. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. *Journal of tropical Ecology* 3(04):359-366.

Solís, M. y R Moya. 2004. *Vochysia guatemalensis* en Costa Rica. COSEFORMA-GTZ. San José, Costa Rica. 100 p.

STATA. Statistics/Data Analisis. Stata Corp. 1984-2005. Texas, USA.

Toledo, V.M., A.I. Batis, R. Becerra, E. Martínez y C.H. Ramos. 1995. La selva útil: etnobotánica cuantitativa de los grupos indígenas del trópico húmedo de México. *Interciencia* 20(4):177-187.

Tomazello, M., C.S. Lisi, N. Hansen y G. Cury. 2004. Anatomical features of increment zones in different tree species in the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Forestalis* 66:46-55.

Van der Sande, M.T., P. Zuidema y F. Sterck. 2015. Explaining biomass growth of tropical canopy trees: the importance of sapwood. *Oecologia* 177(4):1145-1155.

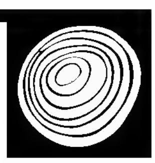
Vázquez-Yanes, C. y S. Guevara S. 1985. Caracterización de los grupos ecológicos de árboles de la selva húmeda. *In*: A. Gómez-Pompa y S. Del Amo, eds. Investigaciones Sobre la Regeneración de Selvas Altas en Veracruz, México. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Alhambra Mexicana. México, .D.F. p:67-78.

Walter, H. 1977. Zonas de vegetación y clima. Ediciones Omega. Barcelona, España. 245 p.

Manuscrito recibido el 15 de marzo de 2014.
Aceptado el 27 de mayo de 2015.

Este documento se debe citar como:
Pineda-Herrera, E., J.I. Valdez-Hernández, M.A. López-López, F. Manzano-Méndez e I.H. Salgado-Ugarte. 2015. Incremento en diámetro y periodicidad de anillos de crecimiento de dos especies arbóreas en una selva húmeda del norte de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 21(3):55-68.

Madera y Bosques vol. 21, núm. 3: 69-82 Otoño 2015



Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra de Atoyac, Veracruz

Structure and diversity of arboreal vegetation in coffee agroforestry systems in Sierra de Atoyac, Veracruz

Luis E. García Mayoral[1*], Juan I. Valdez Hernández[1], Mario Luna Cavazos[2] y Rosalío López Morgado[3]

[1] Programa Forestal. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo. Estado de México, México.
*Autor para correspondencia. garcia.luis@colpos.mx

[2] Programa de Botánica. Colegio de Postgraduados, campus Montecillo. Estado de México, México.

[3] Centro de Investigación Regional Golfo Centro. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Veracruz, México.

Resumen

Se estudió la estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café (SAF-Café): rusticano (RU), policultivo complejo (PC) y policultivo simple (PS), así como en una selva mediana subperennifolia (SM) de la Sierra de Atoyac, Veracruz, estableciéndose tres unidades de muestreo (UM) por cada franja altitudinal (600-900 y 900-1200) m snm en cada sistema y selva mencionados, para un total de 24 UM de 600 m^2 (20 m x 30 m) cada una. Caracterizándose cada sistema mediante la distribución diamétrica y de alturas de sus individuos así como con el cálculo de índices de valor de importancia (IVI), de valor forestal (IVF), de diversidad (*Shannon*: *H*', *α Fisher*) y de semejanza florística (Sorensen: S_i). Para analizar patrones de distribución de especies, se aplicaron técnicas de clasificación (agrupamiento: *β* flex) y ordenación (correspondencia canónica: CCA) de la vegetación. Fueron determinadas 79 especies arbóreas, la riqueza por sistema fue: SM=65; PC=61; RU=32; PS=18. *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham. resultó ser la especie más importante estructuralmente en los SAF-café, *Bursera simaruba* (L.) Sarg. y *Myriocarpa longipes* Liebm. en la SM. La diversidad fue significativamente mayor en PC (H'=3.56) y SM (H'=3.58) sin presentar diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estos. La semejanza florística mayor fue entre SM y PC (S_i =0.69). Asimismo la altitud fue el factor ambiental que más influyó en la composición florística de los sistemas.

Palabras clave: clasificación, índices de diversidad, ordenación, semejanza florística, valor de importancia, valor forestal.

Abstract

Structure and tree diversity was studied in coffee agroforestry systems (SAF-café): rustic (RU), polyculture complex (PC), simple polyculture (PS), and as semi-evergreen forest (SM) from the Sierra de Atoyac, Veracruz, establishing three sampling units (UM) per altitudinal band (600-900 and 900-1200) m on each system and forest above mentioned, for a total 24 UM of 600 m^2 (20 m x 30 m) each one. Each system was characterized by the diameter and height distribution of individuals as well as the calculated importance value (IVI), forest value (IVF), diversity (Shannon *H* ', *α* Fisher) and floristic similarity (Sorensen: *Si*) indices. To analyze patterns of species distribution of vegetation classification (cluster analysis: *β* flex) and ordination (canonical correspondence analysis: CCA) techniques were applied. 79 tree species were determined, richness per system was: SM= 65; PC= 61; RU= 32; PS= 18. *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham. was the most important structurally species in the SAF-café coffee and *Myriocarpa longipes* Liebm., and *Bursera simaruba* (L.) Sarg. in the SM. The diversity was significantly higher in PC (H'= 3.56) and SM (H'= 3.58) without significant differences ($p < 0.05$) between them. The highest floristic similarity was between SM and PC (S_i = 0.69). Also the altitude was the most influential environmental factor in the floristic composition of the systems.

Keywords: classification, diversity indices, ordination, floristic similarity, importance value, forest value.

Introducción

Las características físicas, climáticas, orográficas y geológicas que presenta el estado de Veracruz ha generado una riqueza de plantas vasculares calculada entre 7700 (Ramamoorthy *et al.*, 1993) y 9136 especies (Vázquez-Torres, 1998), lo que representa alrededor de 27.7% del total publicado para el país (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008). El bosque tropical perennifolio (*sensu* Rzedowski, 1978) es el tipo de vegetación que alberga más especies de plantas en el estado, alrededor de 2230 especies; de las cuales 160 están bajo alguna categoría de riesgo (54 son árboles) de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 (Castillo-Campos *et al.*, 2011).

Debido a que los ecosistemas primarios se han sustituido por actividades agropecuarias, en el estado de Veracruz, la vegetación prístina ha mermado su superficie original en más de 85% (Castillo-Campos *et al.*, 2011). Esta situación ha ocasionado que Veracruz sea la segunda entidad, con mayor cambio de uso del suelo, en una magnitud de 77% de su superficie (Semarnat, 2013). Sin embargo aún quedan áreas que mantienen masas de vegetación forestal como la Sierra de Atoyac, considerándose a esta dentro de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (*hotspot*) en el estado. No obstante debido a la expansión agrícola, ganadera y urbana, así como la explotación forestal y extracción de especies (Ellis *et al.*, 2011), la masa forestal está siendo disminuida a un grado acelerado, viéndose amortiguada esta situación por la presencia de plantaciones de café bajo sistemas agroforestales (Villavicencio y Valdez, 2003).

Las plantaciones de café bajo sombra son importantes en la conservación de la diversidad biológica, debido a que ciertos sistemas productivos conservan en gran medida la estructura y funcionamiento de los bosques nativos que reemplazaron (Perfecto *et al.*, 1996; Moguel y Toledo 2004; Schroth *et al.*, 2004); es decir, desempeñan un importante papel como refugio para la vida silvestre (Richter *et al.*, 2007; Toledo y Moguel, 2012), propician la infiltración de agua y conservación del suelo (Beer *et al.*, 1998; Soto-Pinto *et al.*, 2001), favorecen la captura de carbono (Pineda-López *et al.*, 2005; Roncal-García *et al.*, 2008) y proporcionan otros servicios ambientales que aún no han sido valorados (Bishop y Landell-Mills, 2003; Manson *et al.*, 2008). Además de ofrecer diferentes productos que contribuyen en la economía de los productores (Moguel y Toledo, 1999).

Así, el estudio de los sistemas agroforestales de café (SAF-Café) ha ganado importancia en los últimos años (Manson *et al.*, 2008), vistos estos como una alternativa que contribuye a disminuir la degradación de los recursos base; agua, suelo y biodiversidad, en las regiones cafetaleras del país (López *et al.*, 2013). No obstante, son escasos los estudios que describen las características estructurales y de la diversidad de especies arbóreas en cafetales (Soto-Pinto *et al.*, 2001; Méndez *et al.*, 2007), ya que frecuentemente se analizan de manera indirecta o en el mejor de los casos de manera general.

Las plantaciones de café bajo sombra en México son descritas, en su estructura arbórea, como un agroecosistema complejo (Soto-Pinto *et al.*, 2001; Martínez *et al.*, 2007). En México, se estima que el café se cultiva por lo menos en dos terceras partes bajo los llamados sistemas sombreados (Moguel y Toledo, 2004), en un gradiente amplio de modalidades que van desde los sistemas tradicionales con árboles de la vegetación original y sombra diversificada (rusticano y de policultivo), pasando por un sistema de policultivo comercial con árboles escasos y especies introducidas, hasta los sistemas especializados: uno con sombra monoespecífica y otro sin sombra (Perfecto *et al.*, 1996; Beer *et al.*, 1998; Toledo y Moguel, 2012).

La caracterización de estos sistemas mediante el uso de índices que midan elementos de su diversidad es el indicador principal de la salud de los mismos (Magurran, 1988). Asimismo estos indicadores permiten comparar comunidades modificadas y naturales, a fin de medir el efecto de las actividades humanas sobre los ecosistemas (Halffter, 1998). Lo anterior posibilita diseñar estrategias de conservación a escala local (Moreno, 2001).

Objetivo

Caracterizar la estructura y diversidad de la vegetación arbórea en tres sistemas agroforestales de café y en una



selva mediana subperennifolia de la Sierra de Atoyac, Veracruz. Debido a que esta selva representa la cobertura forestal original, se espera que su riqueza y diversidad de especies arbóreas sea mayor que en los tres sistemas agroforestales que la han modificado o parcialmente reemplazado.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se localiza en la zona centro de Veracruz, en la región cafetalera de Córdoba, entre las coordenadas 18° 55'' a 19° 00' de latitud norte y 96° 54' a 96° 49' de longitud oeste. Abarca los municipios de Atoyac, Amatlán de los Reyes y Córdoba, los cuales presentan elevaciones de 298 m hasta 1800 m snm; precipitación anual de 1930 mm y temperatura media anual de 21.3 °C (Guajardo *et al.*, 2013). El tipo de clima es (A) C (m) w''o y la vegetación se clasifica como selva mediana subperennifolia, debido a que entre 25 y 50 por ciento de los arboles pierden sus hojas en lo más acentuado de la época seca (Miranda y Hernández, 1963).

La Sierra de Atoyac se ubica dentro de la provincia geomorfológica de la Sierra Madre del Sur, en la subprovincia de sierras orientales de Oaxaca (Lugo y Córdova, 1992), su unidad geomorfológica es de montañas de laderas abruptas (pendiente >35°), de altura superior a 600 m con relieve modelado en barrancas del plioceno-cuaternario, de origen estructural por plegamiento, constituidas por rocas sedimentarias mesozoicas (Geissert y Enríquez, 2011). Hidrológicamente, el área de estudio se encuentra ubicada en la cuenca del río Papaloapan, formando parte de la cuenca del río Jamapa; y tiene como principal afluente al río Atoyac, que nace en este sistema montañoso.

Muestreo

Se llevaron a cabo recorridos previos con habitantes de las comunidades de la zona de estudio en dos franjas altitudinales (600 a 900 y 900 a 1200) m snm para localizar cuatro sistemas a estudiar: selva mediana subperennifolia (SM), rusticano (RU), policultivo complejo (PC) y policultivo simple (PS), en los cuales se establecieron aleatoriamente tres unidades de muestreo (UM) por cada franja altitudinal en cada sistema y selva mencionados, obteniendo un total de 24 UM. Las superficie de cada UM fue de 600 m^2 (30 m x 20 m), que se dividió en seis cuadros de 100 m^2 (10 m x 10 m) en donde se cuantificaron todos los arboles con un diámetro normal (DN: 1.3 m sobre el suelo) ≥ 2.5 cm. A cada individuo se le registraron las siguientes variables: altura total (con flexómetro en individuos ≤ 8 m y con clisímetro para aquellos > 8m), diámetro mayor y menor de proyección de copa (con cinta métrica), DN (con cinta diamétrica) y área basal (a partir de la variable anterior).

Asimismo, a cada individuo se le determinó su identidad taxonómica con base en los trabajos realizados anteriormente (Acevedo, 1988; Gómez Pompa, 1978; Pennington y Sarukhán, 2005); además, se recolectaron especímenes por triplicado los cuales fueron procesados y herborizados (Lot y Chiang, 1986), para cotejarlos en los herbarios XAL (Instituto de Ecología, A.C.) y CHAPA (Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo); quedando depositados en este último.

Análisis de datos

Los atributos estructurales de área basal, densidad, altura promedio y cobertura se analizaron con una prueba de *Shapiro Wilk* para determinar si se ajustaban a una distribución normal. En los casos necesarios, los datos fueron transformados logarítmicamente para obtener dicha distribución. Posteriormente, se realizó un ANOVA multifactorial (franja altitudinal, sistema, UM) y cuando se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$) se realizaron comparaciones de medias mediante la prueba de *Tukey Honest Significant Difference* (HSD). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa Minitab versión 17 (Mckenzie *et al.*, 1997). Las distribuciones de frecuencias de individuos por clase diamétrica (5 cm de amplitud) se obtuvieron basándose en Zarco *et al.* (2010). La delimitación de estratos verticales se llevó a cabo a partir de las inflexiones de una curva generada entre el

número de individuos y su altura (López *et al.*, 2012) y la curva de acumulación de especies se elaboró al graficar el número de especies encontradas respecto de la superficie muestreada (Greig-Smith, 1983).

Se calcularon en cada UM, de manera independiente así como por cada sistema, valores de densidad, dominancia y frecuencia por especie y familia, con el fin de obtener dos índices de valoración estructural:

a) Índice de valor de importancia (IVI = densidad relativa + dominancia relativa + frecuencia relativa) (Curtis y McIntosh, 1951; Villavicencio y Valdez, 2003).
b) Índice de valor forestal (IVF= DN relativo + altura relativa + cobertura relativa) (Corella *et al.*, 2001; López *et al.,* 2012; Carreón y Valdez, 2014).

Estos índices jerarquizan la importancia ecológica de las especies, sin embargo el primero lo hace de manera horizontal y el segundo, de manera bidimensional al incluir el parámetro altura.

Para comparar la diversidad entre sistemas y UM se calculó el índice de *Shannon-Wiener* ($H' = -\Sigma(p_i \ln p_i)$, donde p_i es la proporción de individuos de la *i*-ésima especie. Del mismo modo, para contrastar la diversidad con otros estudios, se obtuvo el índice alfa de *Fisher* (α): {$S = \alpha \ln[1 + (N / \alpha)]$}, donde S es el número de especies y N el número de individuos. Asimismo, se evaluó la equidad de las especies ($E = H' / \ln S$) y la semejanza florística con el coeficiente de *Sorensen* [$S_i = 2C / (A + B)$], el cual relaciona el número de especies en común (C) con la media aritmética de las especies en ambos sitios comparados (A y B) (Sørensen, 1948; Magurran, 1988; Zarco *et al.*, 2010).

Para determinar la existencia de diferencias significativas entre la diversidad de H' de los sistemas estudiados, se aplicó el método de *Hutcheson* para calcular el valor de "*t*" modificado (Magurran, 2004; Villavicencio y Valdez, 2003; Carreón y Valdez, 2014); para la diversidad alfa y equidad se utilizó una prueba de aleatoriedad por "*bootstrapping*" (1000 muestras de pares al azar), la cual fue realizada por medio del programa PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Se llevó a cabo un análisis de agrupamiento (técnica multivariada para clasificación; programa PC-ORD Ver. 6.0) usando datos de ausencia-presencia de especies en cada UM, tomando beta flexible (β = -0.25) como método de unión de grupos, ya que puede variar la distancia entre estos y en consecuencia aumentar la agrupación de los elementos (McCune y Grace, 2002). Como medida de proximidad, se empleó el coeficiente de *Sorensen* por ser de los más robustos para datos ecológicos (McCune y Mefford, 1999) y evitar el efecto de encadenamiento generado con otros métodos de unión (Digby y Kempton, 1987).

Se efectuó un análisis de correspondencia canónica (técnica multivariada para ordenación; programa PC-ORD Ver 6.0) usando el IVI como atributo estructural de la vegetación para la primera matriz de datos, que se ajustó de acuerdo con lo sugerido por McCune y Grace (2002), al eliminar especies raras (presencia menor al cinco por ciento del total de sitios muestreados), quedando solo 64 especies. Además, los datos se balancearon mediante una estandarización por el máximo, al dividir el valor del atributo entre el mayor valor del mismo en la columna respectiva; esto se hizo para igualar la importancia relativa de las especies en el análisis (McCune y Grace, 2002; Peck, 2010). En la segunda matriz se utilizaron cinco variables ambientales (altitud, inclinación y exposición de la pendiente, temperatura media anual y precipitación total anual) las cuales fueron obtenidas a partir de lecturas en campo (tres primeras) y del WorldClim Global Climate GIS database (Hijmans *et al.,* 2004); las variables ambientales fueron estandarizadas mediante transformación logarítmica, de acuerdo con (McCune y Mefford, 1999), para reducir el efecto de diferentes unidades de medida.

Resultados

Se registraron un total de 917 individuos que corresponden con 90 taxones; 79 se determinaron a nivel de especie, cuatro a género, tres solo familia y cuatro desconocidos. Las especies identificadas quedaron distribuidas en 32 familias y 65 géneros. Las familias más ricas en especies (cerca de 40% del total) fueron Fabaceae con 11, Mora-



ceae con siete, Lauraceae con seis, Euphorbiaceae y Malvaceae con cinco cada una. Los géneros más ricos en especies fueron: *Coccoloba* y *Ficus* con cuatro cada uno, así como *Cordia* e *Inga* con tres cada uno.

La selva mediana subperennifolia (SM) acumuló 65 especies, mientras que los tres sistemas agroforestales de café (SAF-café) acumularon en conjunto 73 especies: policultivo complejo (PC) con 61, rusticano (RU) con 32 y policultivo simple (PS) con 18 (Fig. 1).

Se observaron dos estratos verticales (inferior y superior) generados por los siguientes puntos de inflexión: a los 10 m para SM y RU, a los 12 m para PS y a los 14 m para PC (Fig. 2). Las especies más importantes del estrato inferior y superior fueron: *Myriocarpa longipes* Liebm. y *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham., respectivamente. En el estrato superior se encontraron árboles emergentes de más de 30 m de altura, tales como: *Ficus tecolutensis* (Liebm.) Miq.; *Bursera simaruba* (L.) Sarg. (SM); *Myroxylon balsamum* (L.) Harms y *Bernoullia flammea* Oliver (PC); *Cupania dentata* DC. (PS); *C. alliodora* y *Sideroxylon persimile* (Hemsl.) T. D. Penn. (RU).

El porcentaje acumulado de individuos en las tres primeras categorías diamétricas fue mayor para la SM (79.8%), seguida del RU (77.6%), PC (64.3%) y el PS (56.7%). En la última categoría diamétrica (> 45 cm) el RU presentó un porcentaje de individuos superior respecto a los demás sistemas (8.6%) (Fig. 3). Las especies con mayor DN fueron *Coccoloba hirtella* Lundell y *F. tecolutensis* (SM), *Sideroxylon capiri* (DC.) Cronq. (PC), *S. persimile* (Hemsl.) T. D. Penn., *Heliocarpus appendiculatus* Turcz., Cronq. y *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill (RU).

La SM presentó los valores más elevados en densidad y área basal, el RU en cobertura (Tabla 1). En esta última variable, más la altura y DN, la SM fue significativamente ($p < 0.05$) menor que los tres SAF-Café.

Las especies con mayor importancia estructural fueron *M. longipes* y *B. simaruba* en la SM, así como *C. alliodora* y *C. dentata* en dos de los tres SAF-Café (PC y RU). La mayor cantidad de especies exclusivas se encontró en la SM (14), seguida por el PC (10) y el RU (6) (Tabla 2).

En general, los valores de diversidad (*Shannon* H', *Fisher α*) fueron significativamente ($p < 0.05$) mayores en

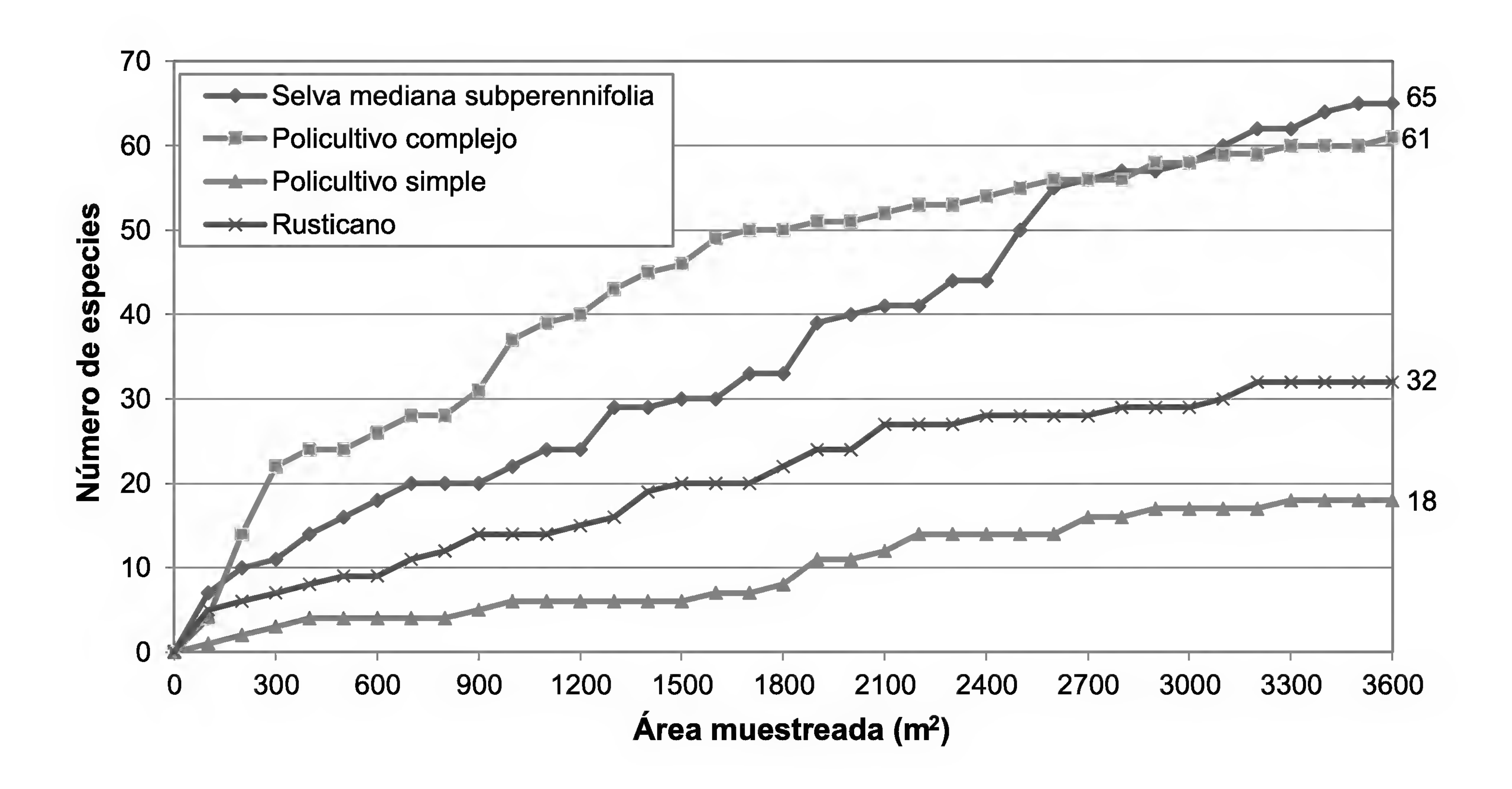


Figura 1. Curvas especies-área de tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac, Veracruz.

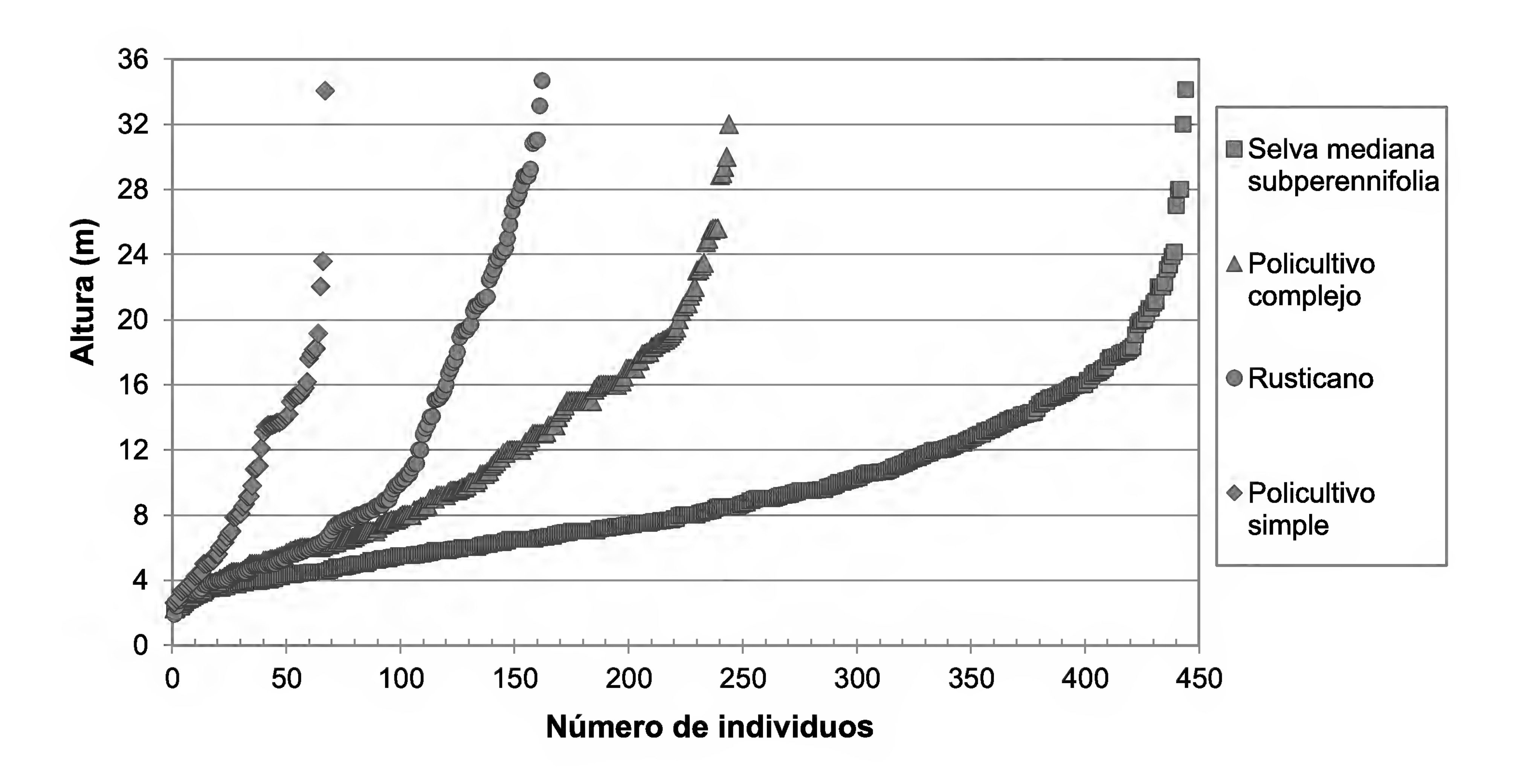


FIGURA 2. Distribución de frecuencias de altura de árboles en tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac, Veracruz.

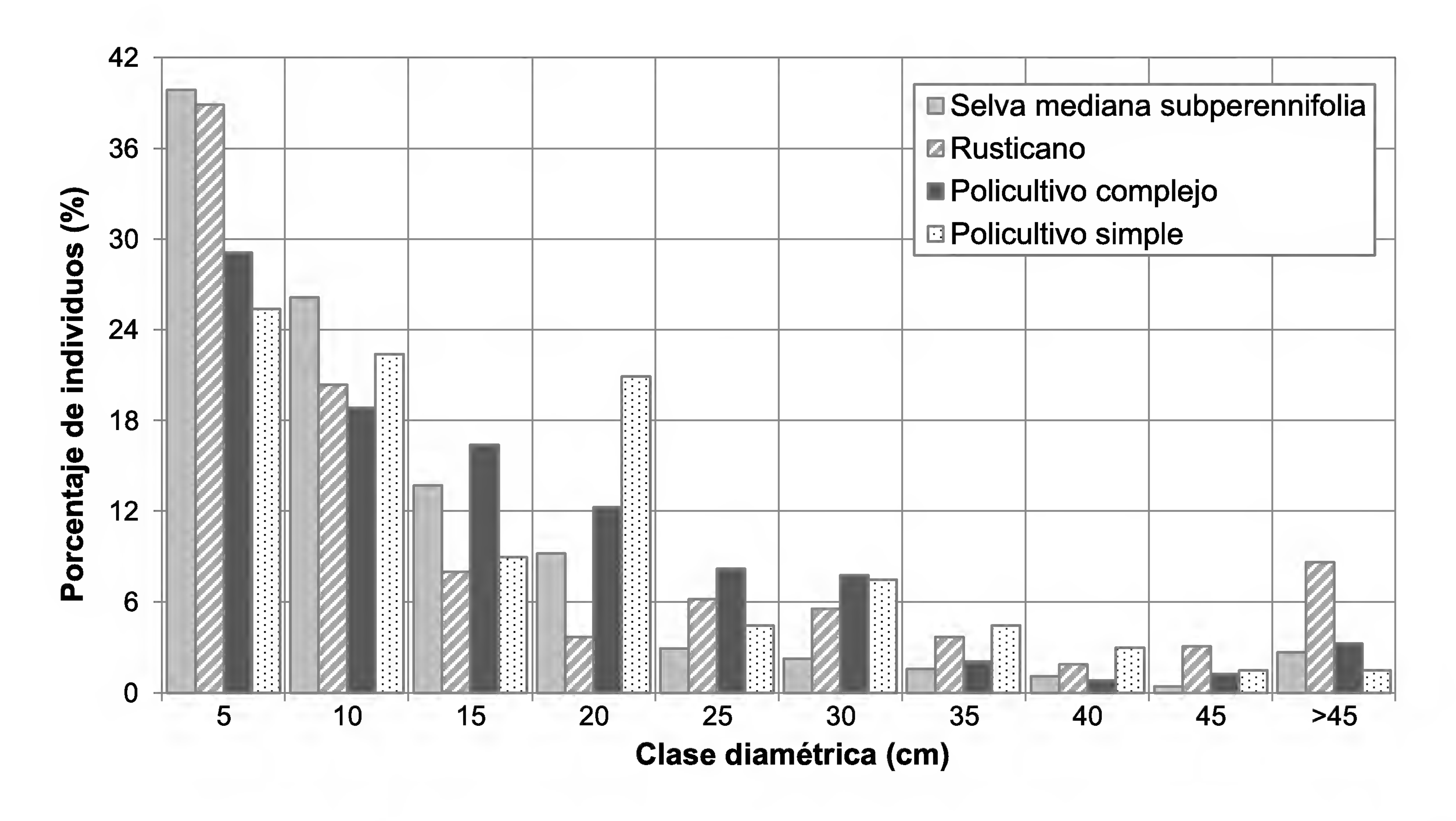


FIGURA 3. Distribución diamétrica de árboles en tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac, Veracruz.

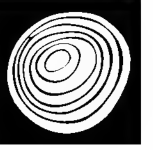


Tabla 1. Atributos estructurales de la vegetación arbórea en tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac, Veracruz.

Franja altitudinal	Sistema	Densidad (ind. ha^{-1})	Área basal (m^2 ha^{-1})	Cobertura (m^2)	Altura (m)	Diámetro normal (cm)
(600-900) m snm	PC	928	22.89	23.75^{ab}	10.40^{a}	14.44^{ab}
	PS	111	4.55	29.89^{a}	12.92^{a}	19.83^{a}
	RU	528	21.17	24.40^{ab}	8.52^{b}	14.66^{ab}
	SM	1094	31.95	21.08^{b}	9.77^{ab}	13.38^{b}
(900-1200) m snm	PC	428	27.47	38.53^{ab}	12.58^{ab}	21.21^{a}
	PS	261	8.66	22.03^{bc}	9.46^{bc}	15.41^{ab}
	RU	372	34.53	51.54^{a}	15.39^{a}	24.96^{a}
	SM	1372	35.28	18.07^{c}	8.91^{c}	12.36^{b}
General (600-1200) m snm	PC	678	25.18	28.42^{a}	11.09^{a}	16.58^{a}
	PS	187	6.60	24.38^{ab}	10.49^{ab}	16.73^{a}
	RU	450	27.85	35.62^{a}	11.36^{a}	18.92^{a}
	SM	1234	33.62	19.41^{b}	9.29^{b}	12.81^{b}

Letras diferentes entre sistemas indican diferencias significativas (*Tukey*, $p < 0.05$); SM=selva mediana subperennifolia; RU=rusticano; PC=policultivo complejo; PS=policultivo simple.

la SM y el PC que en el RU y el PS; en contraste, los valores de equidad fueron significativamente ($p < 0.05$) menores en el RU que en el PC (Tabla 3).

La semejanza florística fue máxima entre la SM y el PC (70%) y mínima entre la SM y el PS (Tabla 4).

El dendrograma presentó un porcentaje de encadenamiento bajo (4.81%), lo que indica buena formación de grupos. Se observan dos grupos principales (1, 2) que se diferencian por la franja altitudinal a la que pertenecen la mayoría de las UM. Dentro de estos, se observan subgrupos bastante homogéneos (1.3, 2.2) y heterogéneos (1.1, 1.2, 2.1), estos últimos con UM de la SM y PC principalmente, lo que describe la semejanza florística entre ellos (Fig. 4).

En el análisis de correspondencia canónica, las pruebas de permutación de Monte Carlo resultaron significativas ($p=0.02$) entre la relación especies-ambiente y los ejes de ordenación; estos últimos explicaron 20.3% de la variación de los datos. Las variables ambientales más importantes fueron: altitud (eje 1; -0.903), exposición y precipitación media anual (eje 2; 0.485 y -0.497 respectivamente).

Discusión

La selva mediana subperennifolia (SM), en el área del presente estudio coincide en su composición de familias botánicas con Acevedo (1988) y al nivel de géneros con Chiang (1970). Asimismo especies del estrato superior como *Aphanante monoica* (Hemsley) Leroy, *Astronium graveloens* Jacq., *Bursera simaruba* (L.) Sarg., *Brosimum alicastrum* Sw., *Bernulia flamea* Oliver, *Manilkara zapota* (L.) Royen, *Myroxilon balsamum* (L.) Harms, *Sideroxylon capiri* (DC.) Cronq. y del estrato inferior como *Guarea glabra* Vahl, *Protium copal* (Schltdl. & Cham.) Engl. y *Simira salvadorensis* (Standl.) Steyerm., coinciden con lo descrito por Castillo-Campos *et al.* (2003) y Pennington y Sarukhán (2005).

Los sistemas agroforestales de café (SAF-Café) en el área de estudio concuerdan en la presencia de familias

Tabla 2. Especies con mayor valor de importancia (IVI), valor forestal (IVF) y especies exclusivas en tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac, Veracruz.

Sistema	Especie	IVI	IVF	Especies exclusivas
Selva mediana subperennifolia	*Myriocarpa longipes* Liebm.	21.2	20.4	*Brosimum alicastrum* Sw., *Coccoloba* aff. *montana*, *C. hirtella* Lundell, *C.aff humboldtii*, *Cupania guatemalensis* (Turcz.) Radlk., *Hampea integerrima* Schltdl., *Inga jinicuil* G. Don, *Miconia mexicana* (Bonpl.) Naudin, *M. trinervia* (Sw.) D. Don ex Loudon, *Protium copal* (Schltdl. & Cham.) Engl., *Psidium sartorianum* (O. Berg) Nied., *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC., *Tapirira mexicana* Marchand, *Telanthophora grandifolia* (Less.) H. Rob. & Brettell.
	Bursera simaruba (L.) Sarg.	20.0	27.5	
	Bauhinia sp.	16.6	21.8	
	Alchornea latifolia Swartz	14.2	16.3	
	Ficus tecolutensis (Liebm.) Miq.	13.1	13.4	
	60 especies restantes	214.9	200.6	
Rusticano	*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham.	58.6	66.9	*Chrysophyllum mexicanum* Brand. ex Standl., *Citrus aurantifolium* L., *Cordia megalantha* S.F. Blake, *Diospyros digyna* Jacq., *Ficus* sp., *Trichospermum mexicanum* (DC.) Baill.
	Cupania dentata DC.	27.0	28.1	
	Cedrela odorata L.	22.9	17.6	
	Trichospermum mexicanum (DC.) Baill	19.0	20.8	
	Sideroxylon persimile (Hemsl.) TD Penn.	16.6	19.4	
	27 especies restantes	155.9	147.2	
Policultivo complejo	*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham.	36.0	41.6	*Cojoba arborea* (L.) Britton & Rose, *Cordia diversifolia* Pavon ex A. DC., *Critonia morifolia* (Mill.) R.M. King & H. Rob., *Croton draco* Schltdl., *Lysiloma acapulcense* (Kunth) Benth., *Quararibea funebris* (La Llave) Vischer, *Saurauia pedunculata* Hook., *Syzygium jambos* (L.) Alston, *Talauma mexicana* (DC.) Don., *Zanthoxylum procerum* Donn. Smith.
	Cupania dentata DC.	20.3	21.8	
	Myriocarpa longipes Liebm.	17.8	13.2	
	Spondias radlkoferi J. D. Smith.	13.2	11.8	
	Sideroxylon capiri (DC.) Cronq.	11.8	9.7	
	56 especies restantes	200.9	201.9	
Policultivo simple	*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham.	74.1	92.1	*Leucaena diversifolia* (Lam.) de Wit, *Mangifera indica* L.
	Persea schiedeana Nees.	54.6	53.8	
	Ocotea puberula (Rich.) Nees	34.4	37.0	
	Cupania dentata DC.	23.4	22.9	
	Inga vera Willd.	21.8	21.6	
	13 especies restantes	91.7	72.6	

más ricas en especies con lo encontrado por Williams-Linera y López-Gómez (2008) en Veracruz (Fabaceae, Moraceae, Lauraceae) y en la riqueza de especies arbóreas (74) encontradas en cafetales bajo sombra por Soto-Pinto *et al.* (2007) en Chiapas. El policultivo complejo (PC) fue más rico en especies que el rusticano (RU) y el policultivo simple (PS), confirmando lo descrito por López-Gómez *et al.* (2008) mediante técnicas de rarefacción.

La vegetación arbórea en el área de estudio mostró dos estratos verticales para la SM, lo cual difiere de los tres estratos identificados para otras selvas medianas subperennifolias por Basáñez *et al.* (2008), Godínez-Ibarra y López-Mata (2002) y Castillo-Campos *et al.* (2003). Asimismo, el PC tuvo dos estratos verticales, a diferencia de la estructura multiestrato señalada por Raintree (1990), la cual puede deberse a la presencia de distintas cohortes generadas por el manejo de los productores

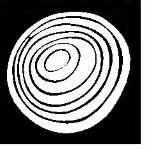


Tabla 3. Riqueza y diversidad de especies arbóreas en tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac, Veracruz.

Franja altitudinal	Sistema	Riqueza	Shannon H´	Varianza	Fisher α	Equidad
(600-900) m snm	SM	33	2.91[b]	0.00590	11.34[b]	0.83[a]
	PC	50	3.40[a]	0.00726	24.18[a]	0.87[a]
	PS	6	1.88[d]	0.02746	4.94[b]	0.90[a]
	RU	22	2.47[c]	0.01546	8.98[b]	0.80[a]
(900-1200) m snm	SM	43	3.06[a]	0.00531	15.05[ab]	0.81[c]
	PC	25	2.93[a]	0.00943	12.86[a]	0.91[a]
	PS	16	2.31[b]	0.02388	8.55[ab]	0.83[bc]
	RU	17	2.54[b]	0.00896	7.34[b]	0.90[ab]
General	SM	65	3.56[a]	0.00258	20.98[a]	0.85[ab]
	PC	61	3.58[a]	0.00507	26.11[a]	0.87[a]
	PS	18	2.39[b]	0.01652	8.07[ab]	0.83[ab]
	RU	32	2.81[c]	0.00899	11.95[c]	0.81[b]

Letras diferentes entre sistemas indican diferencias significativas ($p < 0.05$); SM=selva mediana subperennifolia; RU=rusticano; PC=policultivo complejo; PS=policultivo simple.

Tabla 4. Semejanza florística en tres sistemas agroforestales de café y una selva mediana subperennifolia en la Sierra de Atoyac Veracruz.

Sistemas comparados		Especies			Sorensen
A	B	En A	En B	Compartidas	(S_i)
SM	PC	65	61	44	0.698
SM	PS	65	18	14	0.337
SM	RU	65	32	21	0.432
PC	PS	61	18	15	0.379
PC	RU	61	32	23	0.494
PS	RU	18	32	9	0.360

SM= selva mediana subperennifolia; PC= policultivo complejo; PS=policultivo simple; RU= rusticano.

para varios usos (p.ej. frutal, maderable, ornamental) (Moguel y Toledo, 2004).

La distribución diamétrica en la SM y el PC coinciden con lo descrito por Bongers *et al.* (1988) para un comportamiento tipo I: alta cantidad de individuos en las primeras clases diamétricas, disminuyendo gradualmente hacia las últimas, lo que indica buena reproducción, establecimiento y regeneración natural. En contraste, un comportamiento tipo II: alta cantidad de individuos en las primeras e intermedias clases diamétricas, disminuyendo hacia las últimas, se presentó en mayor medida en el PS y en menor medida en el RU. Lo anterior puede deberse a prácticas de manejo para fomentar especies de interés económico (*Citrus* spp., *Musa* sp., *Chamaedorea* sp.) en el estrato inferior (Moguel y Toledo 1996) y de interés maderable (*Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham., *Cedrella odorata* L., *Ocotea puberula* (Rich.) Nees) con individuos de DN grandes para su aprovechamiento y sombreado de café (*Inga vera* Willd.), en el estrato superior (Bandeira *et al.,* 2005).

Los valores en área basal, densidad y altura de los SAF-Café en el área de estudio coinciden con los hallados para sistemas similares en Veracruz (López-Gómez *et al.*, 2008) y Chiapas (Peeters *et al.*, 2003; Bandeira *et al.*, 2005). Pero esto no ocurrió con los valores de área basal para la SM (33.6 m^2 ha^{-1}), los cuales fueron menores a los

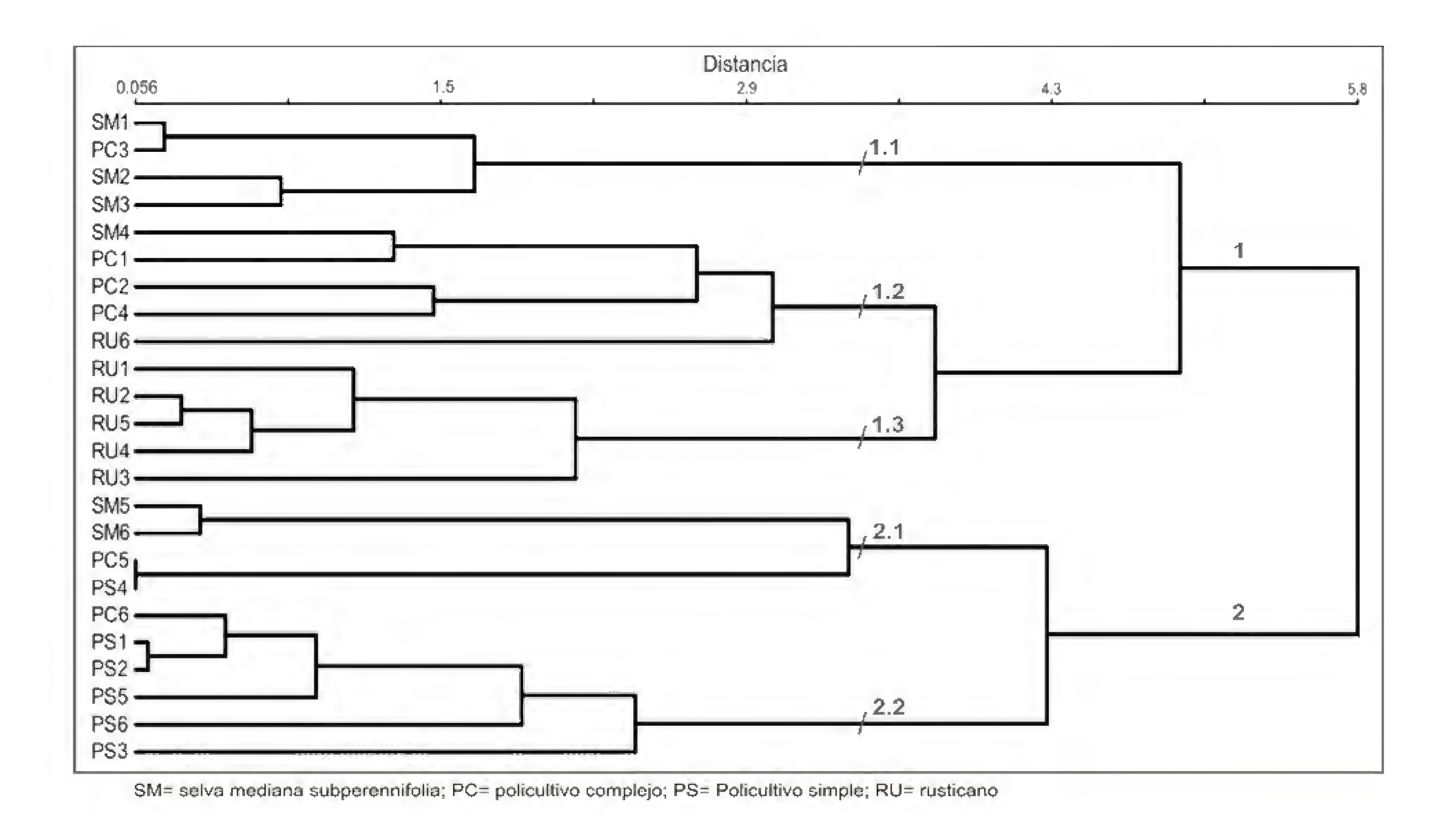


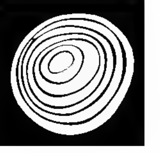
FIGURA 4. Dendrograma de semejanza florística entre las 24 unidades de muestreo agrupadas con base en el coeficiente de *Sorensen* por el método de beta flexible.

obtenidos en Vega de Alatorre (38.6 m^2 ha^{-1}; Godínez-Ibarra y López-Mata, 2002) y Papantla (76.7 m^2 ha^{-1}; Basáñez *et al.*, 2008), Veracruz. Lo anterior puede deberse a que individuos de grandes diámetros (> 35 cm), los cuales contribuyen a tener grandes áreas basales (Galloway, 2003), representan el menor porcentaje en la SM (< 10%); a diferencia de lo calculado en RU, donde estos individuos (> 35 cm DN) representan casi el doble en porcentaje (18%).

Las especies con alto valor de importancia estructural en los tres SAF-Café del área de estudio, *C. alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham., *C. dentata* DC. y *C. odorata* L., concuerdan con lo encontrado tanto por Villavicencio y Valdez (2003) como por Soto-Pinto *et al.* (2007) en otros SAF-Café; esto puede explicarse en el contexto del beneficio económico que se genera, por ejemplo, al vender su madera (Bandeira *el al.*, 2005), ya que otra especie con valor similar en el mercado local es *Ocotea puberula* (Rich.) Nees y, al igual que las anteriores, son apreciadas y cultivadas por los productores de café (López *et al.*, 2013).

Los valores obtenidos del índice de *Shannon* para la SM en este estudio (*H*' = 3.5) fueron superiores a los encontrados en las selvas medianas subperennifolias de Vega de Alatorre (*H*' = 3.3; Godínez-Ibarra y López Mata, 2002) y Papantla (*H*' = 2.1; Basáñez *et al.*, 2008). Con base en los resultados obtenidos, la SM difiere estructuralmente de los tres SAF-Café, tanto en las variables dendrométricas como en las especies más importantes; sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas del índice de *Shannon* entre la SM y el PC, por lo que existen evidencias para apoyar la hipótesis que este tipo de SAF-Café conserva en gran medida la diversidad de la vegetación original en el área de estudio (Perfecto *et al.*, 1996; Moguel y Toledo, 1999).

El análisis de clasificación mostró la semejanza entre los sistemas de PC y SM lo que apoya la afirmación de que los SAF-café (policultivo complejo) tienen potencial en la conservación de la diversidad de especies arbóreas (Gordon *et al.*, 2003); ya que a pesar de que la altitud fue la variable ambiental de mayor influencia en la composición



florística, la semejanza entre los sistemas mencionados está presente tal como lo afirma Hernandéz-Martínez (2008), mediante técnicas de ordenación, lo que afirma la importancia de estudios para la caracterización de los SAF-Café.

Conclusiones

La especie más importante en la estructura de los SAF-café fue *Cordia alliodora* (Ruiz & Pav.) Cham., con características maderables apreciadas por los productores de café, así como *Bursera simaruba* (L.) Sarg. y *Myriocarpa longypes* Liebm. para la selva mediana subperennifolia.

Valores semejantes en riqueza y diversidad se encontraron entre el policultivo complejo y la selva mediana subperennifolia, sin presentar diferencias estadísticas significativas respecto al índice de *Shannon Wiener.* Valores intermedios fueron para el sistema rusticano y los más bajos para el policultivo simple.

Se registraron especies catalogadas en la NOM-059 dentro de la categoría de amenazadas, tales como: *Astronium graveolens* Jacq. y *Spondias raldkoferi* J. D. Smith., con lo cual se apoya la hipótesis de que algunos SAF-café conservan en gran medida la diversidad de especies de la vegetación original.

Reconocimientos

El primer autor agradece al Conacyt por la beca otorgada para la realización de estudios de Maestría en Ciencias. A la Línea Prioritaria de Investigación 1 (Manejo sustentable de recursos naturales) del Colegio de Postgraduados, por su apoyo económico para la realización de este estudio. Al C. Hilario Barragán y familia por su amplia disponibilidad y atenciones. Al C. Adrián López Cervantes por su apoyo en los muestreos en campo.

Referencias

Acevedo R., R. 1988. La vegetación en la Sierra de Atoyac, Veracruz. México. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz. México. 102 p.

Bandeira, F.P., C. Martorell, J.A. Meave y J. Caballero. 2005. The role of rustic coffee plantations in the conservation of wild tree diversity in the Chinantec region of Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14(5):1225-1240.

Basáñez, A.J., J.L. Alanís y E. Badillo. 2008. Composición florística y estructura arbórea de la selva mediana subperennifolia del ejido "El Remolino", Papantla Veracruz. *Avances en Investigación Agropecuaria* 12(2):3-21.

Beer, J., R. Muschler, D. Kass y E. Somarriba. 1998. Shade management in coffee and cacao plantations. *Agroforestry Systems* 38:139-164.

Bishop, J. y N. Landell-Mills. 2003. Los servicios ambientales de los bosques: información general. *In*: S. Pagiola, J. Bishop y N. Landell-Mills, eds. La venta de servicios ambientales forestales: mecanismos basados en el mercado para la conservación y el desarrollo. Semarnat-INE. México. p:43-75.

Bongers, F., J. Pompa, J. Meave del Castillo y J. Carabias. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, México. *Vegetatio* 74(1):55-80.

Carreón-Santos, R.J. y J.I. Valdez-Hernández. 2014. Estructura y diversidad arbórea de vegetación secundaria derivada de una selva mediana subperennifolia en Quintana Roo. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20(1):119-130.

Castillo-Campos, G., R. Robles G. y M.E. Medina A. 2003. Flora y vegetación de la Sierra Cruz Tetela, Veracruz, México. *Polibotánica* 15:41-87.

Castillo-Campos, G., S. Avendaño-Reyes y M.E. Medina-Abreo. 2011. Flora y Vegetación. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), ed. La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. p:163-180.

Chiang C., F. 1970. La vegetación de Córdoba, Ver. Tesis. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 51 p.

Corella J., F., J.I. Valdez H., V.M. Cetina A., F.V. González C., A. Trinidad S. y J.R. Aguirre R. 2001. Estructura forestal de un bosque de mangles en el noreste del estado de Tabasco, México. *Ciencia Forestal en México* 26(90):73-102.

Curtis, J.T. y R.P. McIntosh. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32:476-496.

Digby, P.G.N. y R.A. Kempton. 1987. Multivariate analysis of ecological communities. Chapman and Hall Ltd. Londres. 206 p.

Ellis, E.A., M. Martínez-Bello y R. Monroy-Ibarra. 2011. Focos rojos para la conservación de la biodiversidad. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), eds. La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. p:351-368.

Galloway, G. 2003. Plantaciones forestales de pequeña escala. *In*: J. Cordero y D. Boshier, eds. Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas. Oxford Forestry Institute-Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (OFI-CATIE). Turrialba, Costa Rica. p:243-282.

Geissert K., D. y E. Enríquez Fernández. 2011. Geomorfología. *In*: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). La biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. Conabio, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. México, D.F. p:53-68.

Godínez-Ibarra, O. y L. López-Mata. 2002. Estructura, composición, riqueza y diversidad de árboles en tres muestras de selva mediana subperennifolia. *Anales del Instituto de Biología serie Botánica* 73(2):283-314.

Gómez-Pompa, A. 1978. Ecología de la vegetación del estado de Veracruz. Editorial Continental. México. 75 p.

Gordon, J.E., W.D. Hawthorne, G. Sandoval y A.J. Barrance. 2003. Trees and farming in the dry zone of southern Honduras II: the potential for tree diversity conservation. *Agroforestry Systems* 59(2):107-117.

Greig-Smith, P. 1983. Quantitative Plant Ecology. 3a edition. University of California Press. Berkeley, CA. 347 p.

Guajardo P., R., G. Díaz P., R. López M., R.H. Manson y G. Hernández M. 2014. Ordenamiento e implementación de un observatorio cafetalero en la zona centro del estado de Veracruz (OC-ZCEV). *In*: R. López M., G. Díaz P., eds. Cafeticultura en la zona centro del estado de Veracruz: diagnóstico, productividad y servicios ambientales. INIFAP-CIRGOC. Campo Experimental Cotaxtla, Veracruz. 405 p.

Halffter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International* 36:3-17.

Hammer, Ø, D.A.T. Harper y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):9.

Hernández-Martínez, G. 2008. Clasificación agroecológica. *In*: R.H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter, eds. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación. Inecol, INE-Semarnat. México, D.F. p:15-34.

Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis. 2004. The WorldClim Interpolated Global Terrestrial Climate Surfaces. Version 1.3 Computer program available at http://biogeo.berkeley.edu/ (Cons. 02/2013).

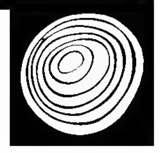
Llorente-Bousquets, J. y S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota. *In*: Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. p:283-322.

López-Gómez, A.M., G. Williams-Linera y R.H. Manson. 2008. Tree species diversity and vegetation structure in shade coffee farms in Veracruz, Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124(3):160-172.

López M., R., J.M.P. Vázquez A., R. Martínez V. y M.A. López R. 2013. Rentabilidad de fincas de café. *In*: R. López M., G. Díaz P. y A. Zamarripa C., eds. El sistema producto café en México: problemática y tecnología de producción. Inifap-Cirgoc. Campo Experimental Cotaxtla, Veracruz. 462 p.

López T., J.F., J.I. Valdez H., M.A. Pérez F. y V.M. Cetina A. 2012. Composición y estructura arbórea de un bosque tropical estacionalmente seco en la Reserva de la Biósfera la Sepultura, Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 3(12):43-56.

Lot, A. y F. Chiang. 1986. Manual de herbario: administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos. UNAM, Instituto de Biología. México, D.F. 142 p.



Lugo, H.J. y F.C. Córdova. 1992. Regionalización geomorfológica de la República Mexicana. *Investigaciones Geográficas Boletín del Instituto de Geografía* 25:25-63.

Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Cambridge University Press. 179 p.

Magurran, A.E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Science. 256 p.

Manson, R.H., A. Contreras y F. López-Barrera. 2008. Estudios de la biodiversidad en cafetales. *In*: R.H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter, eds. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación. Inecol, INE-Semarnat. México, D.F. p:1-14.

Martínez, M.A., V. Evangelista, F. Basurto, M. Mendoza y A. Cruz-Rivas. 2007. Flora útil de los cafetales en la Sierra Norte de Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78(1):15-40.

McCune, B. y J.B. Grace, 2002. Analysis of ecological communities. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 304 p.

McCune, B. y M.J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.0. MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon. 237 p.

Mckenzie, J.; R.L. Shaefer y E. Farber. 1997. The student edition of minitab for windows, statistical software. Adapted for education. Addison Wesley Publishing Company. Menlo Park, California, USA. 622 p.

Méndez, V.E., S.R Gliessman y G.S. Gilbert. 2007. Tree biodiversity in farmer cooperatives of a shade coffee landscape western El Salvador. *Agriculture Ecosystems Environment* 119(1):145-159.

Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la sociedad Botánica de México* 28:29-79.

Moguel, P. y V. M. Toledo. 1999. Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation Biology* 13(1):11-21.

Moguel, P. y V.M. Toledo. 2004. Conservar produciendo: biodiversidad, café orgánico y jardines productivos. *Biodiversitas* 55:2-7.

Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. 1ª ed. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, España. 84 p.

Peck, J.E. 2010. Multivariate analysis for community ecologists: Step by step using PC-ORD. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, EUA. 162 p.

Peeters, L.Y.K., L. Soto-Pinto, H. Perales, G. Montoya y M. Ishiki. 2003. Coffee production, timber, and firewood in traditional and Inga-shaded plantations in Southern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95(2):481-493.

Pennington, T. D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles Tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. 3a ed. Ediciones científicas universitarias. UNAM-Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 523 p.

Perfecto, I., R.A. Rice, R. Greenberg y M.E. Van der Voort. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46(8):598-608.

Pineda-López, M. del R., G. Ortiz-Ceballos y L.R. Sánchez-Velásquez. 2005. Los cafetales y su papel en la captura de carbono: un servicio ambiental aún no valorado en Veracruz. *Madera y Bosques* 11(2):3-14.

Raintree, J.B. 1990. Theory and practice of agroforestry diagnosis and design. *In*: MacDicken, K.G. y N.T. Vergara, eds. Agroforestry: Classification and Management. John Wiley & Sons. Nueva York, EUA. p:58-97.

Ramamoorthy, T.P., R. Bye, A. Lot y J. Fa. 1993. Biological diversity of México: origins and distribution. Oxford University Press. Nueva York. 812 p.

Richter, A., M.A. Klein, T. Tscharntke y M. Jason. 2007. Abandonment of coffee agroforests increases insect abundance and diversity. *Agroforestry Systems* 69(3):175-182.

Roncal-García, S., L. Soto-Pinto, J., Castellanos-Albores, N. Ramírez-Marcial y B. de Jong. 2008. Sistemas agroforestales y almacenamiento de carbono en comunidades indígenas de Chiapas, México. *Interciencia* 33(3):200-206.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México. 504 p.

Schroth, G., C.A. Harvey y G. Vincent. 2004. Complex Agroforests: Their Structure, Diversity, and Potential Role in Landscape Conservation. *In*: G. Schroth, G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. Vasconcelos y A.M.N. Izac, eds. Agroforestry and biodiversity conser-

vation in tropical landscapes. Island Press, Washington, DC. p:227-260.

Semarnat (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2013. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental. Edición 2012. México, D.F. 361 p.

Sørensen, T.A. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociobiology based on similarity of species content and its application to analyses of vegetation in Danish commons. *Biologiske Skrifter* 5:1-40.

Soto-Pinto, L., V. Villalvazo-López, G. Jiménez-Ferrer, N. Ramírez-Marcial, G. Montoya y F.L. Sinclair. 2007. The role of local knowledge in determining shade composition of multistrata coffee systems in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 16(2):419-436.

Soto-Pinto, L., Y. Romero-Alvarado, J. Caballero-Nieto y G. Segura Warnholtz. 2001. Woody plant diversity and structure of shade-grown-coffee plantations in Northern Chiapas, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 49:977-987.

Toledo, V.M. y P. Moguel. 2012. Coffee and sustainability: the multiple values of traditional shaded coffee. *Journal of Sustainable Agriculture* 36(3):353-377.

Vázquez-Torres, M., 1998. Humedal de Alvarado: diversidad vegetal. *In*: M. Vázquez T., ed. Biodiversidad y problemática en el humedal de Alvarado, Veracruz, México. Universidad Veracruzana. Xalapa. p:143-168.

Villavicencio E., L. y J.I. Valdez H. 2003. Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal rusticano de café en San Miguel, Veracruz, México. *Agrociencia* 37(4):413-423.

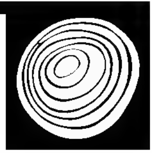
Williams-Linera, G. y A. López Gómez. 2008. Estructura y diversidad de la vegetación leñosa. *In*: R.H. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter, eds. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, manejo y conservación. Inecol, INE-Semarnat. México, D.F. p:55-63.

Zarco E., V.M., J.I. Valdez H., G. Ángeles P. y O. Castillo A. 2010. Estructura y diversidad de la vegetación arbórea del Parque Estatal de Agua Blanca, Macuspana, Tabasco. *Universidad y Ciencia* 21(1):1-17.

Manuscrito recibido el 19 de mayo de 2014.
Aceptado el 16 de junio de 2015.

Este documento se debe citar como:
García M. L.E., J.I. Valdez H., M. Luna C. y R. López M. 2015. Estructura y diversidad arbórea en sistemas agroforestales de café en la Sierra de Atoyac, Veracruz. *Madera y Bosques* 21(3):69-82.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **3: 83-93** Otoño **2015**



Factores **edáficos-fisiográficos** y calidad de sitio del *Pinus occidentalis* Sw.

Edaphic-physiographic factors and site quality of *Pinus occidentalis* Sw.

Santiago W. Bueno-López[1]*, Juan Gilberto Torres Herrera[1] y Milton García[1]

[1] Programa de Investigaciones Silviculturales, Ambientales y Cambio Climático. Vicerrectoría de Investigación e Innovación. Pontificia Universidad Católica Madre y Maestra. Santiago. República Dominicana. mgarcia@gmail.com.

* Autor para correspondencia: sbueno@pucmm.edu.do, swbueno@gmail.com.

Resumen

La estimación de la calidad de sitios para la producción forestal normalmente se logra aprovechando la presencia de árboles que exhiben diferentes patrones de crecimiento en altura y desarrollando ecuaciones que relacionan su altura y edad. Sin embargo, hay lugares desprovistos de árboles donde la inversión en bosques productivos es factible; más aún si se puede estimar *a priori* la calidad potencial de regenerar determinadas especies forestales. Se desarrollaron modelos matemáticos regresivos para estimar el índice de sitio en rodales naturales de *Pinus occidentalis* Sw., en las principales regiones productivas de Republica Dominicana, estableciendo también la relación entre el índice de sitio y variables edáficas y fisiográficas. Los modelos permiten evaluar el potencial productivo en lugares desprovistos de árboles. No se encontraron diferencias significativas (α 0.01) entre los índices de sitio promediados por parcela en cada localidad, pero sí se obtuvo una correlación significativa entre el índice de sitio, altura sobre el nivel del mar y exposición de la respectivamente. Una correlación significativa fue también encontrada entre índice de sitio y contenido de materia orgánica , sodio y potasio . Las variables elevación sobre el nivel del mar y azimut resultaron estadísticamente significativas y pueden utilizarse para predecir el potencial productivo de lugares donde no existen árboles. La estimación del potencial productivo mediante variables edáficas y fisiográficas para los rodales naturales de *P. occidentalis* Sw. en las regiones productivas, constituye una herramienta indispensable en el manejo sostenible de estas áreas boscosas.

Palabras clave: curvas guía anamórficas, modelos matemáticos regresivos, *Pinus occidentalis Sw.*, gestión sostenible, productividad potencial.

Abstract

Site quality estimation for forest production is normally accomplished by estimating height growth potential of forest stands, by developing equations that relate height and age of sample trees. However, there are places devoid of trees where investment in productive forests is feasible; better yet if quality potential of regenerating certain forest species can be estimated a priori. We have developed regressive mathematical models to estimate site index in natural stands of *Pinus occidentalis*, in major productive regions in the Dominican Republic, and established the relationship between index site and edaphic and physiographical variables. Developed models allow the assessment of the productive potential in places without trees. There were no significant differences (α = 0.05) between the site indexes averaged per plot in each locality, but a significant correlation was obtained among site index, height above sea level and aspect (0.273, P = 0.000 and 0.207, P = 0.003) respectively. There were also significant correlations between site index and soil organic matter content within the soil, sodium and potassium . The variables "height above sea level" and azimuth were statistically significant, and can be used to predict the productive potential of places where there are no trees within this region. The estimate of the productive potential by edaphic and physiographical variables for natural stands of *P. occidentalis* in productive areas constitutes an essential tool in the sustainable management of these forested areas.

Keywords: anamorphic guide curves, regressive mathematical models, *Pinus occidentalis* Sw., sustainable management, potential forest productivity.

Introducción

El pino criollo o pino de cuaba *Pinus occidentalis* Sw. es endémico de La Española. Se encuentran en poblaciones mixtas con árboles de hoja ancha, por debajo de los 2100 m snm y en rodales puros por encima de estas elevaciones (Farjon *et al.*, 1997). Este tipo de bosque se desarrolla adecuadamente por encima de los 800 m snm y son la única formación boscosa por encima de los 2100 m. En tierras bajas, el pino criollo se desarrolla particularmente en suelos lateríticos y climas muy húmedos. Tiene la capacidad de crecer en suelos infértiles, ácidos, superficiales debido a que son capaces de establecer relaciones simbióticas con ectomicorrizas.

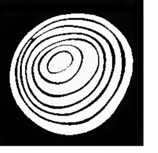
En República Dominicana, el bosque de coníferas constituido por rodales puros y mixtos de la especie, en la actualidad abarca un área de 1300 km^2, de la cual e 69.2% es zona de producción. Existen 462 productores de bosque conífero establecidos en 38785 ha (43%) bajo regencia de planes de manejo. De acuerdo con FAOSTAT (base de datos estadísticos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura), en el año 2012 se registró una producción de 10000 m^3 de madera aserrada de pino y se importaron 180000 m^3. No obstante la importancia de la producción maderera, se desconoce a nivel local la capacidad productiva de los sitios forestales (Rodríguez, 2008).

El índice del sitio (IS) indica la altura media de árboles dominantes a una edad determinada y se utiliza a menudo para estimar la productividad potencial de los sitios boscosos, constituyendo una herramienta esencial de soporte para el manejo apropiado de los bosques (Mathiasen *et al.*, 2006).

El método más común de estimar índice de sitio en la actualidad es el uso de curvas de índice de sitio, que muestran la relación entre la altura y edad (Avery y Burkhart, 2002; Husch *et al.*, 2003, West, 2003). El rodal bajo estudio se utiliza como una prueba biológica de la productividad del sitio. La metodología es válida solo si la condición del rodal es tal que el índice de sitio estimado no está indebidamente influenciado por el manejo silvicultural a que ha sido sometido el bosque. En otras palabras, el rodal debe estar intacto, ser de una sola especie, coetáneo y lo más homogéneo en sus características fenotípicas y genotípicas.

Los países con alta tradición forestal han desarrollado por varias décadas modelos para índice de sitio de sus principales especies maderables. Los investigadores han utilizado diversas técnicas estadísticas y diferentes variables explicadoras para predecir la altura total y el índice de sitio. Dobler (1999) ha desarrollado una serie de curvas de índice de sitio para *P. occidentalis* Sw. en el área de influencia del Plan Sierra y es el único registro encontrado en la literatura de trabajos de esta índole para el país. Carmean (1972) es de los primeros en desarrollar curvas de índice de sitio para robles en los estados centrales de Estados Unidos. Utilizando los datos de análisis del fuste, este autor encontró que las cuatro especies de roble estudiadas poseen diferente patrón de crecimiento en altura y esos patrones resultaron polimórficos. Curtis *et al.* (1973) estudiaron las diferencias que resultan de utilizar Índice de Sitio y Altura como variables dependientes, intercambiando cada una de estas variables de dependiente a independiente además de la edad.

Chile, Argentina y México han desarrollado modelos de índice de sitio para sus especies principales. Rodríguez-Acosta y Arteaga-Martínez (2005) estimaron ecuaciones de índice de sitio para *Pinus chiapensis* en los estados de Veracruz y Puebla, México. Essea *et al.* (2007) trabajaron la construcción de curvas de índice de sitio para renovales de coigüe (*Nothofagus dombeyi*) en la precordillera andina de la IX Región, Chile, a partir del análisis espacial de las variables fisiográficas altitud, exposición y pendiente. Andenmatten y Letourneau (2000) establecieron curvas de índice de sitio y crecimiento en altura para pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii*), para ser aplicadas en la región andino patagónica de Argentina, mediante el análisis fustal de 69 árboles dominantes, seleccionados de 28 rodales. López-Hernández (2010), probó los modelos de crecimiento Logístico Gompertz y Schumacher para generar curvas anamórficas de índice de sitio para *Pinus patula*, a partir de datos edad-altura dominante obtenidos de análisis troncales en la zona de aprovechamiento fores-



tal maderable intensivo de la comunidad de Santiago Comaltepec, Ixtlán, Oaxaca.

Monserud (1984) obtuvo datos para el abeto Douglas en rodales coetáneos y disetáneos de las Montañas Rocosas, utilizando la técnica de regresión logística generalizada. Además, encontró que utilizar el tipo de hábitat como variable concomitante fue útil para mejorar la predicción del modelo. Los datos fueron analizados incluyendo un componente de varianza auto-regresivo de primer orden, dada la naturaleza de las mediciones (repetidas en los mismos sujetos), lo que podría provocar auto correlación alta en los parámetros estimados. Zhang *et al.* (1993) estudiaron los atributos asintóticos de rodales forestales como la altura total basándose en un raciocinio bio-matemático. En Europa, Nord-Larsen (2006) desarrolló curvas de índice de sitio para el haya europea (*Fagus sylvatica* L.) y Elfving y Kiviste (2007), de la Universidad Sueca de Ciencias Agrícolas y de la Universidad Agrícola de Estonia, respectivamente, construyeron ecuaciones de índice de sitio para *Pinus sylvestris* L. utilizando datos provenientes de parcelas permanentes en Suecia. Estos autores probaron los tres métodos comúnmente utilizados para desarrollar ecuaciones de índice de sitio, la curva guía, la predicción de parámetros y la ecuación diferencial. Otra técnica estadística utilizada es la Línea de Regresión Media Geométrica (Nigh, 1995).

Objetivos

El objetivo principal del estudio fue desarrollar las ecuaciones de índice de sitio con el fin de evaluar la calidad para la producción de *Pinus occidentalis* en tres zonas productoras de madera de República Dominicana: 1) Jarabacoa, 2) San José de Las Matas y 3) Restauración. Además, analizar los principales factores edáficos y fisiográficos que afectan la calidad de los sitios intervenidos y relacionarlos mediante modelos de regresión al índice de sitio correspondiente.

Materiales y Métodos

El estudio incluyó tres zonas de bosques de *P. occidentalis* Sw. en la Cordillera Central: 1) Jarabacoa, 2) San José de Las Matas y 3) Restauración. La zona de Jarabacoa tiene como coordenadas centrales UTM 19Q 242515mE y 2133996mN, a una altura media de 529 m snm. Temperatura media anual inferior a 18 °C y precipitación en el intervalo de 1000 mm/año a 1500 mm/año. Las zonas de vida predominantes (Holdridge, 1987) son el bosque muy húmedo montano bajo (Mmh-MB) y el bosque muy húmedo montano (Mmh-M). En esta zona se establecieron 14 parcelas en bosque húmedo y 8 en bosque de transición de seco a húmedo.

La zona de San José de Las Matas tiene las coordenadas centrales UTM 19Q 295125mE y 2138513mN, con un con altitud entre 400 m snm y más de 1000 m snm y una media de 750 m snm. La temperatura media anual es de 24 °C, con variaciones entre máxima y mínima de menos de 10 °C. Las zonas de vida predominantes son: Bosque Subtropical Seco (BSs), Bosque Muy Húmedo Subtropical (BMHS) y, Bosque Húmedo Subtropical (BHS). En esta zona se establecieron 14 parcelas en bosque húmedo y 8 en bosque de transición de seco a húmedo (Holdridge, 1987).

La zona de Restauración tiene las coordenadas UTM centrales 19Q 216880mE y 2137602mN, con una altitud media de 594 m snm. La temperatura media anual es de 18 °C, con una precipitación media anual de 1600 mm/año. Las zonas de vida predominantes son: Bosques Húmedo Subtropical (Bh-S), Bosque Húmedo Montano (Bh-M) y Bosque muy Húmedo Subtropical (Bmh-S). Aquí se establecieron 14 parcelas en bosque húmedo y 8 en bosque de transición de seco a húmedo (Holdridge, 1987).

Selección de Parcela

Las parcelas fueron seleccionadas combinando varias características, de manera que la probabilidad de un manejo indeseado del rodal sea razonablemente baja. En ese sentido, se tomaron en cuenta los criterios siguientes:

1. La edad media a la altura del pecho de los árboles de altura dominante y co-dominante en una parcela entre 20 años y 90 años;

2. El rodal debía ser coetáneo con una diferencia de edad entre árboles más jóvenes y más viejos que no excediera 20 años (Nyland, 2002);
3. La densidad del rodal seleccionado fue de por lo menos 40% de un rodal con densidad relativa máxima;
4. Los árboles con altura dominante y co-dominante no podían presentar los daños siguientes: rotura, mortalidad en la parte superior, madera doblada, daños por los ataques de insectos y
5. Al menos 70% del área basal en la parcela debía ser *P. occidentalis* Sw.

Levantamiento de Datos

Los datos de altura total se obtuvieron seleccionando de tres a cinco árboles, los de mayor diámetro, en las clases dominantes y co-dominante dentro de cada parcela. La edad se determinó mediante conteo de anillos en viruta extraída con barreno (Burgt, 1993) y el DAP (diámetro a la altura del pecho) se midió a 1.30 m sobre el suelo.

Se tomaron muestras de suelo de cada parcela, siguiendo los procedimientos estándares, para análisis en laboratorio de las propiedades químicas y físicas. Los datos geográficos incluyeron elevación sobre el nivel del mar, latitud y longitud en coordenadas UTM y exposición de la pendiente. Las variables topográficas incluyeron: pendiente, posición de la parcela en la pendiente, forma del terreno, forma del relieve y complejidad de la pendiente.

Estimación de la Edad

La edad del rodal se determinó por conteo de anillos utilizando los protocolos desarrollados por Burgt (1993) y Dobler (1999). En los trópicos, el crecimiento de los árboles no se detiene como ocurre en las zonas templadas durante el invierno. Es influenciado por las temporadas de lluvia, limitándose seriamente su crecimiento en períodos secos. En la región de estudio hay una importante temporada de lluvia al año, que ocurre en los meses de abril y mayo y dos períodos de menor cantidad de precipitación en septiembre-octubre y diciembre. Se utilizó la metodología de Dobler (1999) para las localidades de Jarabacoa y Restauración. Para San José de Las Matas se asumieron los hallazgos de ambos autores para el conteo de anillos por año. Dobler (1999) encontró que se forman 2.86 anillos cada año en las zonas intermedia y húmeda de San José de las Matas. Para la zona de Jarabacoa, se encontró que se producen 2.53 anillos por año en promedio y, para la zona de Restauración 1.39 anillos por año.

Modelos Matemáticos

El modelo general de evaluación del índice se integró con tres categorías de variables, expresado de la forma siguiente:

$$\text{Índice de Sitio} = f(\text{var. edáficas, var. topográficas, var.climáticas}) \quad [1]$$

El índice de sitio (S) se obtuvo empleando el modelo de Schumacher (1939) como lo describe Clutter *et al.* (1983), mediante la función:

$$\ln(S) = \ln(H) - \hat{ß}_1 (E_1^{-1} - E_0^{-1}) \quad [2]$$

Donde:

S = índice de sitio
H = Altura (m)
E_1 = edad actual o asumida (años)
E_0 = edad índice o base (40 años)
$ß_1$ = coeficiente de pendiente a ser estimado

El coeficiente beta sub cero ($ß_0$) de la ecuación de Schumacher se determinó aplicando el modelo regresivo que relaciona la altura y la edad mediante la ecuación siguiente:

$$\ln(H) = \hat{ß}0 + \hat{ß}1 (^1/_E) \quad [3]$$

Donde:

E = Edad actual (años)
H = Altura promedio (m) de árboles en cada parcela
$ß_0$ y $ß_1$ = coeficientes a ser estimados

Se adoptó una edad índice de 40 años, la cual se aproxima a la edad de rotación de la especie bajo estudio. De la curva guía ajustada mediante la ecuación [1] se derivó el conjunto de curvas de índice de sitio anamórficas, para índices de sitio de 20, 25, 30, 35 y 40; en cada municipio. El coeficiente de cada índice de sitio fue recalculado mediante la ecuación:

$$\hat{\beta}_0 = \ln(S) - \hat{\beta}_1 * {}^1/_{E_0} \quad [4]$$

Con los β_0 re-calculados se construyeron las curvas anamórficas (Goelz y Burk, 1992), retransformando desde la escala logarítmica mediante la siguiente ecuación:

$$S = \mathrm{Exp}(\hat{\beta}_0) * \mathrm{Exp}(\hat{\beta}_1/E_0) \quad [5]$$

A partir de la ecuación (4) se generaron los datos para la construcción de las curvas anamórficas para cada índice de sitio. A su vez, los índices de sitio retransformados a partir de la ecuación [1], se utilizaron como variable dependiente de los modelos de regresión múltiple, para identificar las variables ambientales estadísticamente significativas y predecir la capacidad productiva potencial de los rodales en las regiones estudiadas. Las características topográficas y las propiedades físico-químicas del suelo se utilizaron como las variables predictoras. El análisis de los datos y el procedimiento para el desarrollo de los modelos fueron ejecutados usando SAS (Statistical Analysis System Inc., 1990).

Se hizo un análisis de regresión de un modelo completo, utilizando todas las variables de predicción numérica, suponiendo que la relación entre índice de sitio (IS) y cada variable predictiva es lineal. El modelo general empleado es de la forma:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \ldots + \beta_m X_m + \varepsilon_i \quad [6]$$

Donde:

Y_i = Índice de Sitio estimado

$X_1, X_2, \ldots, X_m$ = variables topográficas, edáficas y climáticas

$\beta_0, \beta_1, \beta_2, \ldots, \beta_m$ = Coeficientes de regresión a ser estimados

ε_i = Término de error

Los modelos competidores se compararon mediante regresión múltiple y se seleccionó el "mejor" siguiendo la técnica de regresión paso a paso (Stepwise regression), considerando los criterios siguientes: i) Significación estadística de cada variable en el modelo (α = 0.05) y ii) Coeficiente de determinación del modelo (R^2). Para la sección de variables estadísticamente significativas se utilizó la prueba F con niveles alfa de 0.01 y 0.05, para los niveles de entrada y remoción de variables, respectivamente.

Resultados

El modelo [3] ha sido ajustado a los datos mediante análisis de regresión para cada árbol en la muestra, lográndose obtener como resultado el índice de sitio promediado por parcela. Un análisis de varianza indico que, a un nivel alfa de 0.01 (99% de confianza), no hay diferencias significativas entre los índices de sitio promediados por parcela en cada municipio. Para los rodales en Jarabacoa, San José de las Matas y Restauración, los coeficientes e índices de sitio obtenidos por medio de las ecuaciones [2] y [3] se muestran en la tabla 1.

El gráfico de las medias (Fig. 1) indica que en promedio, el índice de sitio de los rodales en Jarabacoa es menor que el índice de sitio en las demás localidades.

Con los índices de sitio obtenidos, se construyeron las curvas anamórficas, las cuales presentan el patrón que ha de seguir el desarrollo en altura de los árboles en cada una de las localidades estudiadas a medida que avanza la edad del rodal. La figura 2 muestra en rojo las curvas correspondientes para los índices de sitio 20, 25, 30, 35 y 40 en San José de las Matas. Asimismo, las curvas azules y negras muestran los patrones del desarrollo en altura para los Índices de Sitio correspondientes en los municipios de Restauración y Jarabacoa, respectivamente. Claramente, y como se indicara en la gráfica de las medias promedio, los índices de sitio son ligeramente mayores en San José de las Matas, aunque no estadísticamente diferentes (alfa = 0.01).

Tabla 1. Coeficientes correspondientes a cada índice de sitio y por localización, para los modelos [2] y [3].

Localización	Índice de Sitio	Modelo [2] $ß_0$	Modelo [2] $ß_1$	Modelo [3] Recalculado
Jarabacoa	20	3.2	-3.42	3.08
	25			3.3
	30			3.49
	35			3.64
	40			3.77
	45			3.89
San José de las Matas	20	3.4	-8.96	3.22
	25			3.44
	30			3.63
	35			3.78
	40			3.91
	45			4.03
Restauración	20	3.31	-6.14	3.15
	25			3.37
	30			3.55
	35			3.71
	40			3.84
	45			3.96

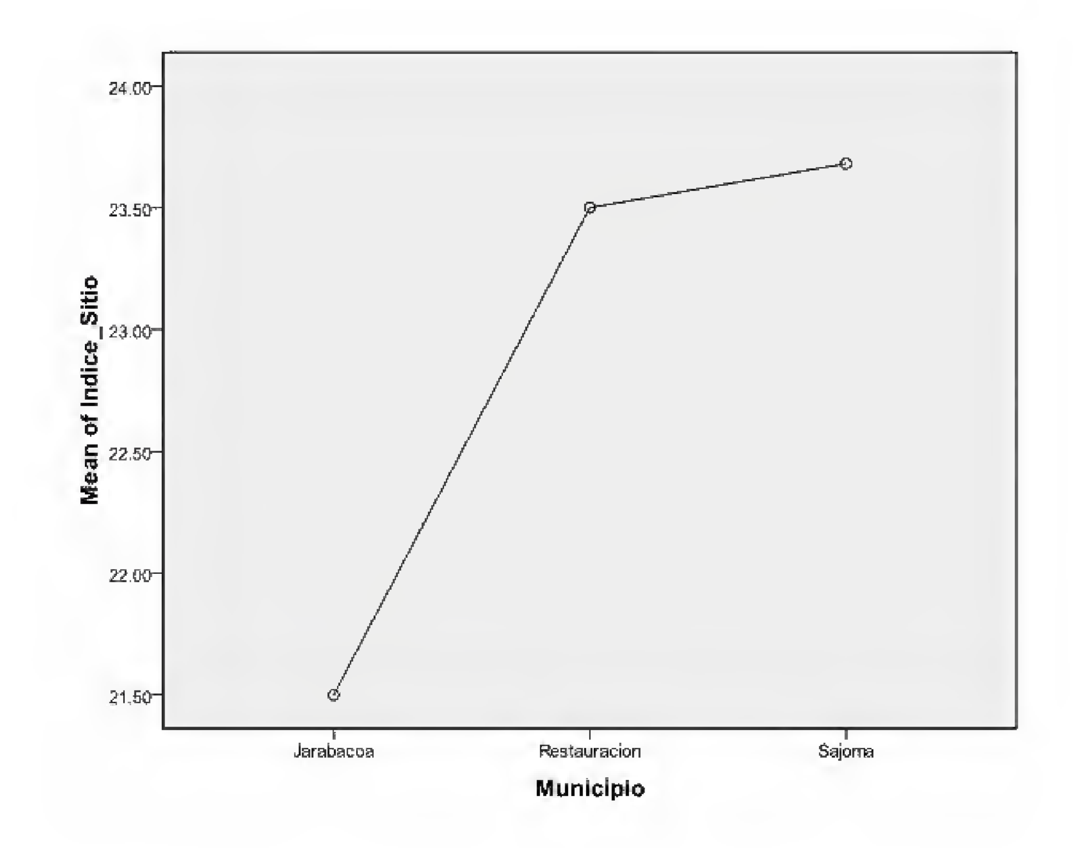


Figura 1. Gráfico de las medias promedio por parcela en cada municipio.

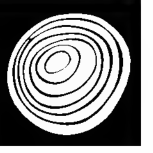
Índice de sitio en función de las variables topográficas

Al no haber diferencias significativas de los índices de sitio en las tres diferentes localidades, se procedió a ajustar los datos de las variables dependientes e independientes de forma parcial, es decir, ajustando al modelo [6] las variables topográficas, las edáficas y las climáticas de manera separada. Luego, todas las variables que resultaron estadísticamente significativas (alfa = 0.05) para cada tipo de propiedad (topográfica, edáfica y climática) fueron empleadas en un modelo único, con el propósito de verificar su influencia conjunta en el índice de sitio. El principio fundamental en este análisis minimiza la suma residual de cuadrados. El modelo del índice de sitio como variable dependiente con las variables topográficas, incluyó las variables explicativas elevación (ELEVAC), porciento de pendiente (PEND_PORC), exposición de la pendiente (AZIMUT_EXP), forma del terreno (FORM_TERR), tipo de pendiente (PEND_TIPO), forma del relieve (RELIEV_FORM), la posición de la parcela en la pendiente (PLOT_POS_PEND). Un gráfico P-P de probabilidad normal, sugiere que los datos provienen de una población normalmente distribuida.

Las estadísticas descriptivas de estas variables se despliegan en la tabla 2. Las últimas cuatro variables fueron introducidas en el modelo como variables indicadoras.

Hay un riesgo evidente de "sobre-ajustar" el modelo (Gardner, 1972) y, por lo tanto, crear relaciones parciales que son más o menos absurdas. Afortunadamente, la metodología paso a paso empleada en el análisis de regresión, permite extraer del modelo las variables que por motivos de colinealidad y significancia estadística no son importantes en describir la variabilidad en la variable dependiente.

El procedimiento paso a paso, con iteraciones de entrada y de remoción a un nivel alfa de 0.01 y 0.05, respectivamente, para las pruebas F excluyó todas las variables topográficas excepto la Elevación (m snm) y el Azimut. El coeficiente de determinación del modelo final fue de 0.14, lo cual se considera muy bajo. Sin embargo, esta es la función que resulta en la menor suma de cuadrados. La



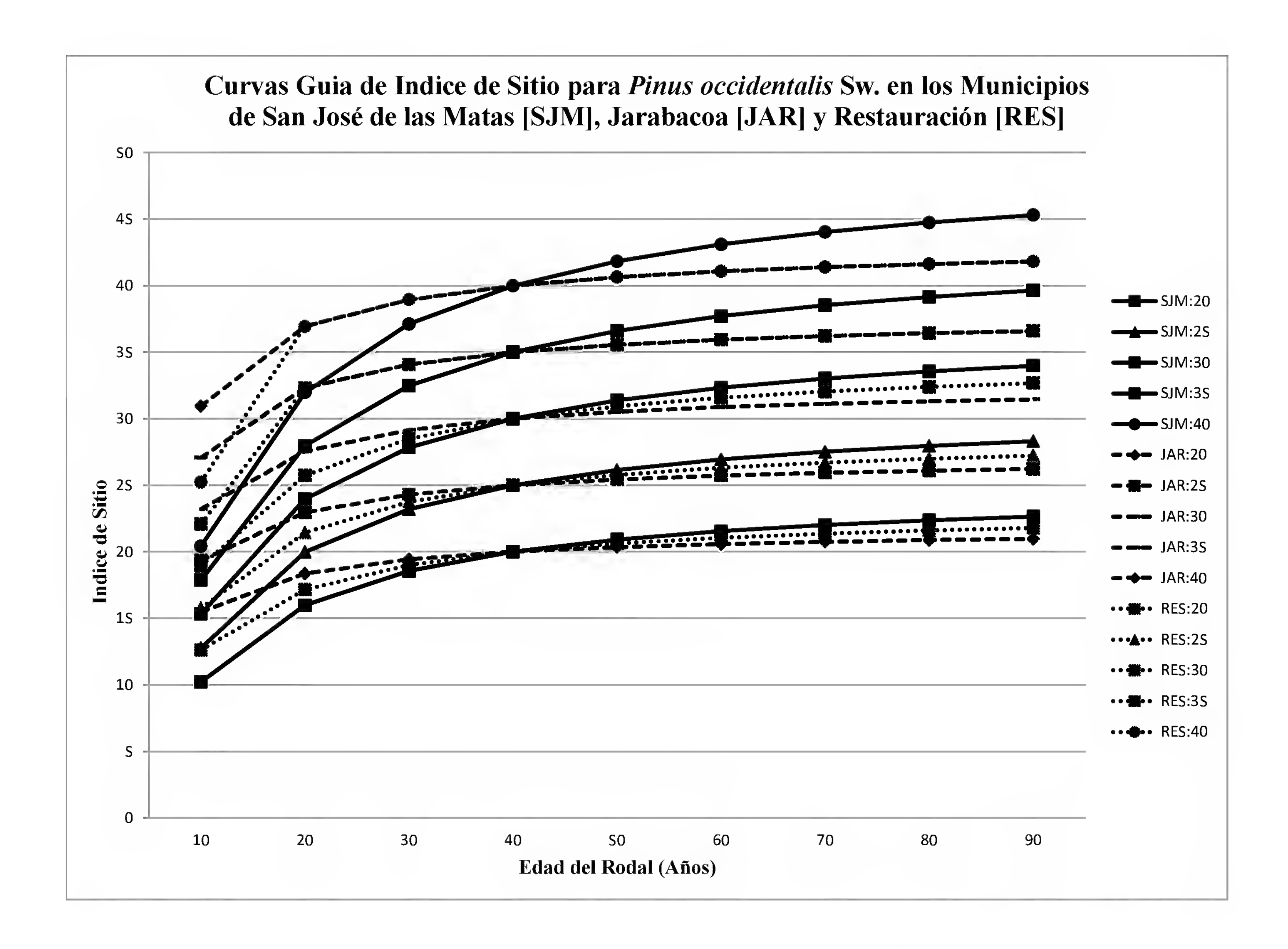


Figura 2. Conjunto de curvas anamórficas de Índice de Sitio para los rodales naturales de *Pinus occidentalis* Sw. en los principales municipios productores de madera en la vertiente norte de la Cordillera Central.

Tabla 2. Estadística descriptiva para la variable dependiente (Índice de Sitio) y las variables topográficas.

Variables	Promedio	Deviación Estándar	N
Índice de Sitio	22.84	3.39	178
Elevación (m snm)	709.38	152.48	178
Pendiente (%)	31.12	13.35	178
AZIMUT	169.13	117.96	178
Severidad de pendiente	1.74	0.80	178
Tipo de pendiente	1.16	0.37	178
Forma del relieve	1.88	1.11	178
Posición del centro de la parcela en la pendiente	1.78	0.64	178

ecuación de regresión que relaciona el índice de sitio con las dos variables significativas es la siguiente,

$$Y_i = 16.68 + 0.007ELEV + 0.007AZIMUT + \varepsilon_i \qquad [7]$$

Donde:

Y_i = Índice de Sitio estimado
$X_1, X_2, ..., X_m$ = variables topográficas
$\beta_0, \beta_1, \beta_2, ..., \beta_m$ = Coeficientes de regresión a ser estimados
ε_i = Término de error

Índice de sitio en función de las variables edáficas físicas

Utilizando de nuevo el modelo [6], se procedió a evaluar la dependencia del Índice de Sitio con las variables edáficas físicas. Se incluyeron como variables explicativas, la profundidad del suelo (PROF) y la variable indicadora tex-

tura del suelo (TEXT). También se incluyó de manera individual el porcentaje de arena (%ARENA), el porcentaje de arcilla (%ARC) y el porcentaje de limo (%LIM). El grafico P-P de probabilidad normal para estas variables muestra desviaciones intermedias de la normalidad.

Sin embargo, al correrse el modelo de regresión paso a paso, con iteraciones de entrada y de remoción semejantes a las empleadas con las variables topográficas, un nivel alfa de 0.01 y 0.05, solo resultó incluido en el modelo final, el porcentaje de arena (%ARENA). El coeficiente de determinación del modelo final fue de 0.11, indicando que es muy poca la variabilidad que se observa en índice de sitio que es explicada por el modelo. Sin embargo, como en el caso anterior, esta es la función que resulta en la menor suma de cuadrados. La ecuación de regresión que relaciona el índice de sitio con la variable significativa es la siguiente.

$$Y_i = 19.408 + 0.068 \text{ \% ARENA} + \varepsilon_i \quad [8]$$

Donde:

Y_i = Índice de Sitio estimado

$X_1, X_2, \ldots, X_m$ = variables edáficas físicas

$\beta_0, \beta_1, \beta_2, \ldots, \beta_m$ = Coeficientes de regresión a ser estimados

ε_i = Término de error

Índice de sitio en función de las variables edáficas químicas

La dependencia del Índice de Sitio con las variables edáficas químicas se modeló utilizando variables explicativas reacción del suelo (pH), contenido de materia orgánica (MO), fósforo asimilable (P_ASIM) en ppm, los iones intercambiables medidos en mili equivalentes por 100 g (Meq/100g), calcio (CA), magnesio (Mg), sodio (Na), potasio (K) y la capacidad de intercambio de cationes (CEC) también expresada en Meq/100g. El grafico P-P de probabilidad normal para estas variables muestra evidencias de auto correlación y desviaciones fuera de la normalidad.

Las estadísticas descriptivas de estas variables se despliegan en la tabla 3. Índice de sitio estuvo significativamente correlacionado a un nivel alfa de 0.05 y de manera positiva con el contenido de materia orgánica (MO, r = 0.347, Valor_P = 0.000), el contenido de sodio (Na, r = 0.162, Valor_P = 0.015), el contenido de potasio (K, r = 0.236, Valor_P = 0.001). La correlación de la variable dependiente con la capacidad de intercambio de cationes fue negativa (CEC, r = -0.219, Valor_P = 0.002).

TABLA 3. Estadística descriptiva para la variable dependiente (Índice de Sitio) y las variables edáficas químicas.

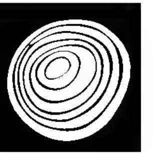
Variables	Promedio	Deviación Estándar	N
ÍNDICE_SITIO	22.85	3.39	178
pH	5.74	0.45	178
MO	2.57	1.13	178
Fosforo Asimilable (ppm)	6.71	18.20	178
Calcio (meq/100g)	4.48	4.34	178
Magnesio (meq/100g)	3.33	3.22	178
Sodio (meq/100g)	0.33	0.13	178
Potasio (meq/100g)	0.16	0.10	178
CEC (meq/100g)	10.14	9.27	178

Al correrse el modelo de regresión paso a paso, con iteraciones de entrada y de remoción semejantes a las empleadas con las variables topográficas, un nivel alfa de 0.01 y 0.05, solo resultó incluido en el modelo final, el contenido de materia orgánica (MO). El coeficiente de determinación del modelo final fue de 0.12, indicando que es muy poca la variabilidad que se observa en índice de sitio que es explicada por el modelo. De nuevo, como en el caso anterior, esta es la función que resulta en la menor suma de cuadrados. La ecuación de regresión que relaciona el Índice de Sitio con la variable significativa es la siguiente.

$$Y_i = 20.167 + 1.042 \text{ MO} + \varepsilon_i \quad [9]$$

Donde:

Y_i = Índice de Sitio estimado



$X_1, X_2, ..., X_m$ = variables edáficas químicas
$ß_0, ß_1, ß_2, ..., ß_m$ = Coeficientes de regresión a ser estimados
ε_i = Término de error

Índice de sitio en función de las variables significativas provenientes de la modelación parcial por grupos de variables

Se procedió a modelar la dependencia del índice de sitio, de las variables que en los modelos parciales [7], [8] y [9] resultaron estadísticamente significativas. Estas variables fueron la elevación sobre el nivel del mar (metros), el azimut (grados), el porciento de arena del suelo y el contenido de materia orgánica. El coeficiente de correlación en esta nueva modelación que incluye las variables significativas resultantes del ajuste parcial de variables según su tipo, muestra una mejora para las variables AZIMUT, %ARENA y MO. El coeficiente de correlación entre IS y AZ aumentó de 0.207 a 0.219; el del % ARENA desde 0.331 a 0.380 y el de MO desde 0.347 a 0.351. Todas las correlaciones entre IS y las cuatro variables incluidas en el modelo final fueron significativas. El coeficiente de correlación más alto fue entre IS y %ARENA (r = 0.38, Valor_P = 0.000), así como entre IS y MO (r = 0.35, Valor_P = 0.000).

Al correrse el modelo de regresión paso a paso, con iteraciones de entrada y de remoción con un nivel alfa de 0.01 y 0.05, el modelo final resultante incluye las variables edáficas ajustadas, %ARENA y MO. La ecuación de regresión que relaciona el índice de sitio con las variables significativas es la siguiente.

$$Y_i = 15.558 + 0.088\ \%ARENA + 1.172\ MO + \varepsilon_i \quad [10]$$

Donde:
Y_i = Índice de Sitio estimado
$X_1, X_2, ..., X_m$ = variables edáficas
$ß_0, ß_1, ß_2, ..., ß_m$ = Coeficientes de regresión a ser estimados
ε_i = Término de error

El coeficiente de determinación del modelo definitivo es 0.291, indicando que 29% de la variabilidad en el índice de sitio es explicada por estas dos variables predictoras. El coeficiente de correlación en el modelo final es 0.54. Como lo indica el coeficiente Beta, el porcentaje de arena (0.410) tiene más influencia en el índice de sitio que el contenido de materia orgánica (0.383)

La figura 3 muestra el comportamiento de los residuos en el modelo y la variables independientes %ARENA y MO. No se puede distinguir aumento de la variabilidad de los residuos, más bien su dispersión es obviamente homogénea, cumpliéndose así el postulado de regresión de homogeneidad.

Discusión y conclusiones

La modelización de la relación entre índice de sitio y propiedades del sitio se basa en la presunción de que los efectos de diferentes factores de crecimiento trabajan juntos de manera aditiva. El modelo propuesto se basa en los procesos biológicos implicados en el desarrollo de la altura dominante de un rodal boscoso de *P. occidentalis* Sw. Incluyó muchas variables, algunas de las cuales estuvieron fuertemente correlacionadas, lo cual dificulta la interpretación de los resultados.

Los datos utilizados están sujetos a varios errores. Se han realizado algunas investigaciones preliminares sobre los errores en los datos de índice de sitio, las propiedades del suelo y las topográficas. Los errores en la estimación de índice de sitio incluyen:

- Errores de predicción
- Errores de medición de la altura (Eriksson, 1970)
- Errores de estimación de la edad

En el presente estudio, las medidas de ajuste obtenidas por análisis de regresión indican una precisión insuficiente, pero los errores aleatorios no presentan sesgo en el análisis.

No se encontraron diferencias estadísticas significativas (α=0.05) para el índice de sitio obtenido mediante el modelo de Schumacher (1939) en las tres regiones de estudio. Para mejorar la predicción se ajustaron modelos separados con el índice de sitio como variable dependiente y

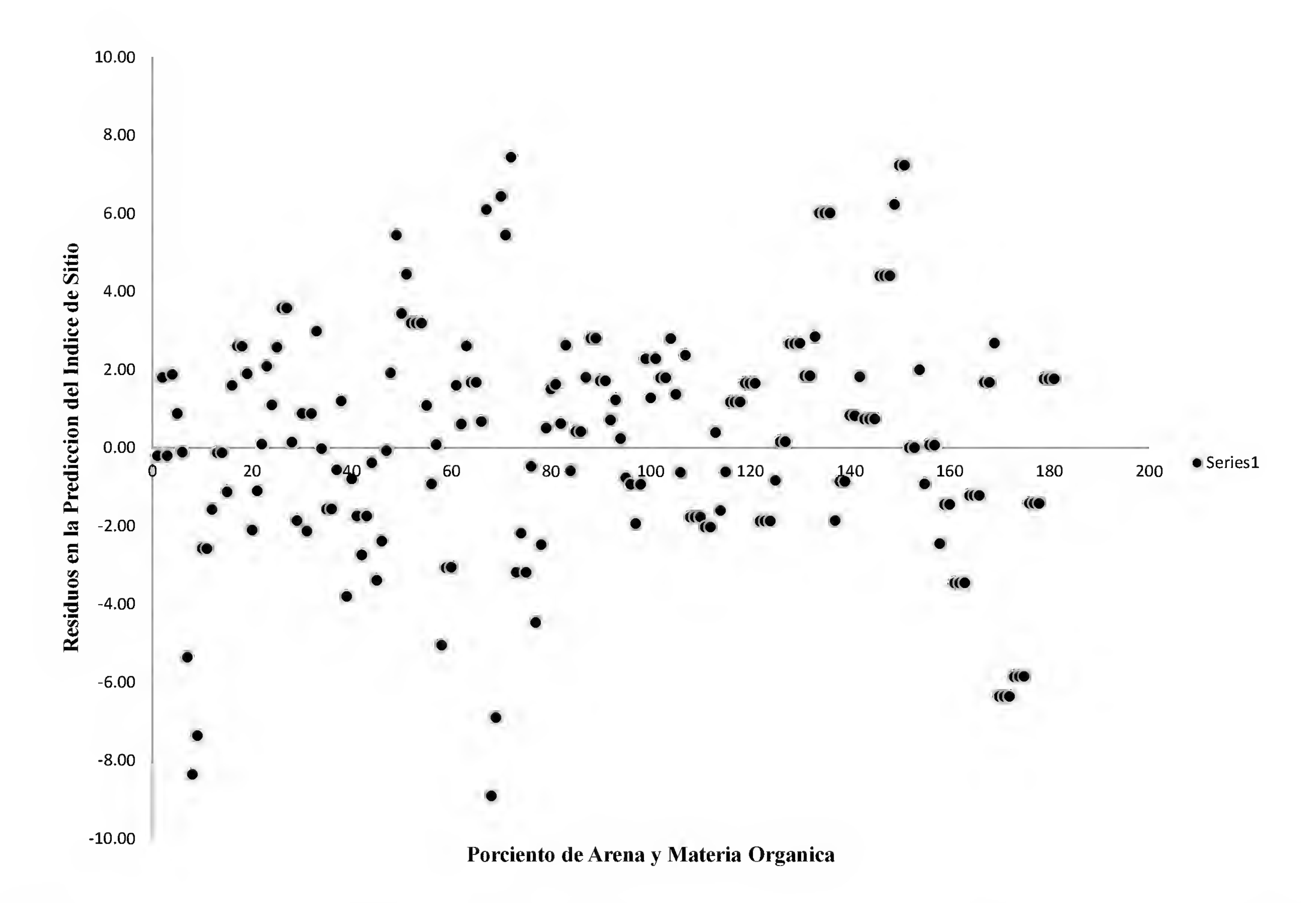


FIGURA 3. Gráfico parcial de residuos entre las variables Porciento de Arena (%ARENA), contenido de materia orgánica (MO) y la variable dependiente Indice de Sitio, según el modelo (10).

variables topográficas, edáficas y de posición geográfica como predictivas.

Las variables geográficas elevación y azimut resultaron estadísticamente significativas al aplicar el procedimiento paso a paso, con iteraciones de entrada y remoción a nivel α de 0.01 y 0.05 respectivamente, para las pruebas F. Asimismo, las variables porciento de arena y contenido de materia orgánica resultaron estadísticamente significativas en la modelación parcial.

Los coeficientes de determinación de los modelos parciales resultaron muy bajos, $R^2 = 0.14$ para el modelo [7] y los modelos [8] y [9], corridos con variables edáficas, $R^2 = 0.11$ y $R^2 = 0.12$, respectivamente. Sin embargo, esas funciones son las que resultan con la menor suma de cuadrados.

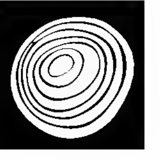
El modelo final [10] resultó el mejor para predecir el valor de índice de sitio, utilizando el algoritmo de regresión paso a paso, la significancia estadística y R^2. Este modelo puede ser utilizado sin la presencia de árboles para determinar el índice de sitio correspondiente en la zona de interés.

Reconocimientos

Se agradece el apoyo recibido del Programa de Fondos Internos para Investigación de la Vicerrectoría de Investigación e Innovación de la Pontificia Universidad Católica Madre y Maestra. Se agradece el apoyo del Plan Sierra Inc. en la persona de su Director Ejecutivo el Ing. Luis Eduardo Peralta. Se agradece también al forestal Elvis Lizardo de la Escuela Ambiental del Ministerio de Recursos Naturales y Ambientales de la Republica Dominicana, por su valiosa colaboración. A los asistentes Juan Gilberto Torres, Eduardo Gómez y José Reyes, los pilares en la fase de campo, gratitud eterna.

Referencias

Andenmatten, E. y F. Letourneau. 2000. Curvas de índice de sitio y crecimiento en altura, para Pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb)Franco), de aplicación en la región Andina. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente* 11(001):39-44.



Avery, T.E. y H.E. Burkhart. 2002. Forest Measurements. McGraw Hill. Nueva York. 456p.

Bueno, S.W. 2009. Understanding growth and yield of *Pinus occidentalis*, Sw. in La Sierra, Dominican Republic. Disertación de grado de doctorado. State University of New York. College of Environmental Science and Forestry. Syracusa. Nueva York. 256 p.

Burgt, X.v.d. 1993. Determinación de la edad del *Pinus occidentalis* en la República Dominicana con la ayuda de sus anillos de crecimiento. Países Bajos. 127p.

Carmean, W.H. 1972. Site index curves for upland oaks in the Central States. *Forest Science* 18(2):109-120.

Clutter, J.L., J.C. Fortson, L.V. Pienaar, G.H. Brister y R.L. Bailey. 1983. Timber management: a quantitative approach. Krieger Publishing Company. Malabar, Florida. 233p.

Curtis, R.O., D.J. DeMars y F.R. Herman. 1973. Which dependent variable in site index-height-age regressions. *Forest Science* 52(2):173–181.

Dobler, G. 1999. Manejo y tablas de rendimiento de *Pinus occidentalis*. Servicio Alemán de Cooperación Técnica (DED). San José de las Matas, Republica Dominicana. 154p.

Dobler, G. 2000. Aspectos básicos de la silvicultura. San José de las Matas. 110p.

Dobler, G., L.E. Peralta, R.T. Debord y J.G. Torres. 1999. Investigación y manejo de especies maderables de uso común en la sierra: una guía técnica. Plan Sierra. Servicio de Alemán de Cooperación Social-Técnica ded. 269p.

Elfving, B. y A. Kiviste. 2007. Construction of site index equations for *Pinus sylvestris* L. using permanent plot data in Sweden. *Revista Bosque* (*Valdivia*) 28(2):142-151.

Eriksson, H. 1970. On measuring errors in tree height determination mith different altimeters Inst for skogsproduktion, skogshogskolan. *Rapporter och uppsatser* 19p. *Forestalia Suecica* 19(1):129-141.

Essea, C.R., C.O. Navarroa y J.C. Pinaresa. 2007. Curvas de índice de sitio para *Nothofagus dombeyi* en la zona preandina, provincia de Cautín, IX Región, Chile. *Forest Science* 52(2):198-208.

Farjon, A., J.A. Perez de la Rosa y B.T. Styles. 1997. A field guide to the pines of Mexico and Central America. The Royal Botanic Gardens. Kew. 78p.

Goelz, J.C.G. y T.E. Burk. 1992. Development of a well-behaved site index equation: jack pine in north central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 22:776-784.

Holdridge, L. 1987. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 304 p.

Husch, B., T.W. Beers, J.A. Kershaw. 2003. Forest Mensuration. John Wiley & Sons. Hoboken, Nueva Jersey. 433 p.

López-Hernández, E.N. 2010. Índice de sitio para *Pinus patula* Schl. et Cham., en Santiago Comaltepec, Ixtlán; Oaxaca. *Forest Science* 52(2):187–197.

Mathiasen R. L., W. K. Olsen y C. B. Edminster. 2006. Site index curves for White Fir in the Southwestern United States developed using a guide curve method. *Forest Ecology and Management* 98:125-134.

Monserud, R.A. 1984. Height growth and site index curves for Inland Douglas-fir Based on stem analysis data and forest habitat type. *Forest Science* 52(3):262–272.

Nigh, G. 1995. The geometric mean regression line: a method for developing site index conversion equations for species in mixed stands. *Forest Science* 41(1):84-98.

Nord-Larsen, T. 2006. Developing dynamic site index curves for European Beech (*Fagus sylvatica* L.) in Denmark. *Forest Ecology and Management* 145:151-161.

Nyland, R.D. 2002. Silviculture concepts and applications. 2a ed. Mc Graw-Hill. Nueva York. 682p.

SAS Institute Inc. 1990. SAS/STAT User's Guide. SAS Institute Inc. Cary, Carolina del Norte. 213 p.

Schumacher, F.X. 1939. A new growth curve and its applications to timber-yield studies. *Journal of Forestry* 37:819-820.

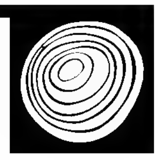
West, P.W. 2003. Tree and forest measurements. Springer. Dordrecht, Heidelberg, Londres, Nueva York. 167p.

Zhang, L., J.A. Moore y J.D. Newberry. 1993. Estimating asymptotic attributes of forest stands based on bio-mathematical rationales. *Ecological Applications* 3(4):743-748.

Manuscrito recibido el 30 de abril de 2014.
Aceptado el 15 de junio de 2015.

Este documento se debe citar como:
Bueno-López, S.W., J.G Torres H. y M. García. 2015. Factores edáficos-fisiográficos y calidad de sitio del *Pinus occidentalis* Sw. *Madera y Bosques* 21(3):83-93.

Madera y Bosques vol. 21, núm. 3: 95-110 Otoño 2015



Modelos de crecimiento y rendimiento de totalidad del rodal para *Pinus patula*

Whole-stand growth and yield models for *Pinus patula*

Wenceslao Santiago-García[1]*, Héctor Manuel De los Santos-Posadas[2], Gregorio Ángeles-Pérez[2], José René Valdez-Lazalde[2], José Javier Corral-Rivas[3], Gerardo Rodríguez-Ortiz[4] y Elías Santiago-García[5]

1 Instituto de Estudios Ambientales. Universidad de la Sierra Juárez. Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.
2 Postgrado en Ciencias Forestales. Campus Montecillo. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México, México. hmsantos@colpos.mx
3 Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera. Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, México.
4 División de Estudios de Posgrado e Investigación. Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca. Oaxaca, México.
5 Dirección Técnica Forestal de la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Ixtlán de Juárez. Oaxaca, México.
* Autor para correspondencia. wsantiago@unsij.edu.mx

Resumen

La predicción del crecimiento y el rendimiento de una especie forestal maderable es un requisito fundamental para planificar su manejo racional. El objetivo de este trabajo fue actualizar las funciones que componen un sistema compatible de crecimiento y rendimiento para *Pinus patula*, desarrollado bajo el enfoque de modelos explícitos de totalidad del rodal. Se reajustaron los parámetros del sistema mediante la técnica de regresión aparentemente no relacionada. Para ello, se utilizó información dasométrica derivada de cuatro inventarios realizados periódicamente en 42 parcelas permanentes de muestreo de 400 m² en Hidalgo, México. La estructura de las funciones originales del sistema, en su mayoría, generaron buen ajuste y comportamiento gráfico satisfactorio. La productividad del rodal se describe mediante un patrón polimórfico de crecimiento, el cual está interrelacionado con las ecuaciones de área basal, diámetro promedio y volumen total de fuste por hectárea. La función de mortalidad corresponde a un modelo exponencial ajustado bajo mínimos cuadrados no lineales. El reajuste del sistema permitió ampliar el rango de validez de las ecuaciones de crecimiento a 31 años de edad del rodal. El nuevo sistema sugiere un turno técnico que maximiza el volumen de alrededor de 20 años para el sitio promedio. Este resultado sugiere que el turno de 40 años, actualmente usado en los planes de manejo en la región, puede ser acortado, siempre y cuando la densidad del rodal se maneje correctamente.

Palabras clave: diferencia algebraica, modelos compatibles, predicción explícita, sistema de crecimiento, turno técnico.

Abstract

Predicting the growth and yield of timber tree species is a prerequisite for planning sustainable forest management. The objective was to update several functions that integrate a compatible growth and yield system for *Pinus patula*, developed under the explicit whole-stand model approach. System parameters were estimated using seemingly unrelated regression. For that, forest biometric information was used from four periodical inventories conducted in 42 permanent plots of 400 m² in Hidalgo, Mexico. Almost all the functions of the system had good fit and satisfactory graphical behavior in their original structure. A polymorphic growth pattern explains stand productivity, which is interrelated with growth equations of basal area, mean diameter and total stem volume per hectare. The mortality function corresponds to an exponential model fitted under non-linear least squares method. The re-fitted system broadened the range of the growth equations to 31 years. The new system suggests a maximizing volume rotation of about 20 years for the average site. These results suggest that the commonly used 40 year rotation period used in the management plans in the region could be shortened if a proper density management strategy is applied.

Keywords: algebraic difference, compatible models, explicit prediction, growth system, optimum rotation age.

Introducción

La planificación adecuada del uso o aprovechamiento de un bosque hace necesario que sus administradores cuenten con herramientas silvícolas cuantitativas confiables, que les permitan pronosticar el crecimiento y el rendimiento maderable esperado. Los sistemas de crecimiento y rendimiento maderable (*SCRM*) constituyen una parte de estas herramientas. En bosques bajo manejo forestal maderable es necesario contar con modelos para predecir la dinámica de rodales en una amplia variedad de condiciones y opciones de manejo (García, 1994; Vanclay, 1994; Davis *et al.*, 2001).

Un *SCRM* es un conjunto de modelos que describen de manera cuantitativa la dinámica del crecimiento en un rodal forestal. Esta dinámica es reflejada en los cambios de magnitud de las variables del rodal como la altura dominante, el diámetro promedio de los árboles, el área basal, el número de árboles por unidad de superficie y el volumen. Cada ecuación en el sistema describe una relación diferente entre un conjunto de variables, pero se asume que todas las relaciones ocurren simultáneamente (Borders y Bailey, 1986).

Los *SCRM* se pueden clasificar en compatibles y no compatibles, dependiendo del grupo de relaciones simultáneas entre sus componentes. Los *SCRM* no compatibles generalmente constituyen un grupo de modelos en que se ignora la interdependencia entre los componentes del crecimiento, y los parámetros de cada ecuación se estiman de forma separada (Borders y Bailey, 1986). Por otra parte, en *SCRM* compatibles los componentes del crecimiento están relacionados entre sí (Buckman, 1962; Clutter, 1963); además, se considera que la integral de la curva que describe la tasa de crecimiento es igual al rendimiento, cuando se evalúa en un intervalo de tiempo (Borders y Bailey, 1986; Borders, 1989). Como alternativa, existe el desarrollo de ecuaciones de diferencia algebraica (ADA, algebraic difference approach) para generar *SCRM* compatibles, también llamadas funciones de transición, que describen las tasas de cambio del sistema en cualquier punto del tiempo, en función de su estado actual (Ramírez *et al.*, 1987; García, 1988; García, 1994).

Santiago-García *et al.* (2013) ajustaron un *SCRM* compatible de totalidad del rodal para bosques coetáneos de *Pinus patula* de la región de Zacualtipán, Hidalgo, México. Este tipo de modelos, generalmente, es el más adecuado para el manejo de rodales coetáneos y plantaciones forestales, porque representa un buen compromiso entre generalidad y precisión de las estimaciones (García, 1988; Vanclay, 1994; Diéguez-Aranda *et al.*, 2006a). El sistema para *P. patula* fue generado utilizando datos de tres inventarios realizados durante los años 2005, 2006 y 2008 en sitios permanentes de investigación silvícola, siendo válido para rodales de entre 8 y 27 años de edad. Durante 2012, se realizó una cuarta remedición de los sitios permanentes, lo que permite reajustar el *SCRM*.

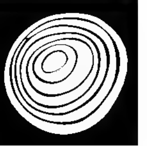
Objetivo

Actualizar las ecuaciones que integran el *SCRM* compatible desarrollado por Santiago-García *et al.* (2013), bajo el enfoque de modelado explícito a nivel de rodal, para las masas naturales coetáneas de *Pinus patula* en la región de Zacualtipán, Hidalgo, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó al sureste del municipio de Zacualtipán de Ángeles, Hidalgo, México, en la provincia fisiográfica denominada Sierra Madre Oriental y Subprovincia Sierra de Zacualtipán. Los rodales estudiados se localizan entre 20° 36’ 44’’ y 20° 37’ 49’’ LN y 98° 35’ 30’’ y 98° 37’ 46’’ LO, con altitud media de 2060 m. El suelo de las partes bajas es Feozem háplico (Hh), con una capa superficial obscura, suave y rica en materia orgánica, mientras que en las partes con mayor pendiente es Regosol calcárico (Rc). El clima es C(fm) w”b(e)g, templado-húmedo con lluvias todo el año, temperatura media anual de 13.5 °C y precipitación anual de 2050 mm. En las últimas tres décadas, la masa forestal del área de estudio se ha orientado hacia el desarrollo de rodales coetáneos de *P. patula* (Aguirre-Salado *et al.*, 2009).



Datos dasométricos

Los datos utilizados en el estudio se colectaron en cuatro inventarios realizados en 42 parcelas permanentes de muestreo de 400 m^2, durante los años 2005, 2006, 2008 y 2012; dichas parcelas cubren diferentes intervalos de densidad, calidad de sitio y edad de rodales puros y coetáneos de *P. patula* (Tabla 1). Los datos colectados fueron: altura total (m) de todos los árboles (obtenida con clinómetro digital® y con una curva diámetro-altura), de los cuales, cuatro se identificaron como dominantes (*Hd*) de acuerdo con la definición de altura dominante que corresponde a los 100 árboles más altos por hectárea (Assman, 1970; Alder, 1980); diámetro normal (medido con cinta diamétrica®) de todos los árboles (*Dn*, cm) y número de árboles vivos (*Na*).

Tabla 1. Media, desviación estándar y rango de las variables dasométricas utilizadas en el sistema de crecimiento y rendimiento maderable bajo diferencia algebraica.

Variable	n	Media	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo
HD_1	126	17.21	4.31	7.86	25.30
HD_2	126	18.90	4.30	9.31	27.90
E_1	126	17.98	5.33	8.00	27.00
E_2	126	20.31	5.76	9.00	31.00
IS	126	28.69	1.91	24.00	32.00
AB_1	100	25.95	5.42	12.53	36.15
AB_2	100	28.99	5.28	16.64	39.61
DP_1	100	17.28	5.64	5.86	26.86
DP_2	100	18.79	5.66	6.81	30.12
V_1	100	190.41	64.08	66.39	302.28
V_2	100	219.57	59.14	90.01	341.89
NA_1	100	1434.50	1436.91	500.00	6400.00
NA_2	100	1350.40	1329.49	400.00	6400.00

HD_1 y HD_2 son la altura dominante (m) en E_1 y E_2, donde E_1 y E_2 son la edad (años) de predicción y proyección, respectivamente, *IS* es el índice de sitio del rodal (m) calculado con la ec. 11, AB_1 y AB_2 son el área basal (m^2 ha^{-1}) a la edad E_1 y E_2, DP_1 y DP_2 son el diámetro promedio (cm) a la edad E_1 y E_2, V_1 y V_2 son el volumen (m^3 ha^{-1}) a la edad E_1 y E_2; y NA_1 y NA_2 son el número de árboles (ha^{-1}) a la edad E_1 y E_2.

Las variables de estado estimadas por hectárea, a partir de estos datos fueron: altura promedio de los árboles dominantes (*HD*, m), diámetro promedio (DP, cm), área basal (AB, m^2), volumen total (*V*, m^3) y número de árboles vivos (*NA*). En el análisis estadístico se utilizó la información dasométrica de las parcelas no intervenidas, es decir, con mortalidad natural. Solo en el caso de la estimación de la altura promedio de los árboles dominantes se utilizó la totalidad de las parcelas inventariadas (intervenidas y no intervenidas).

Desarrollo de modelos compatibles

Para reajustar el modelo compatible en *HD* (Santiago-García *et al.*, 2013), se utilizaron 126 pares de datos no traslapados, correspondientes al promedio de alturas dominantes y edades que van de 8 años a 31 años (Tabla 1). En general, el modelo de diferencia algebraica (ADA) que define la familia de curvas de índice de sitio (*IS*) tiene la forma: $Y_2 = f(Y_1, E_2, E_1, \beta)$, donde: Y_2 = valor de la variable analizada del rodal a una edad E_2 (edad de proyección), Y_1 = variable de interés medida a una edad E_1 (edad inicial) y β = vector de parámetros de regresión (Clutter *et al.*, 1983; Diéguez-Aranda *et al.*, 2005; Magaña *et al.*, 2008).

La actualización del patrón de crecimiento para la función *f*(.) presenta una hipótesis de crecimiento polimórfica basada en el modelo de Hossfeld IV (Ecuaciones 1 y 2). Con este patrón, las tasas de crecimiento son variables entre sitios forestales, pero la potencialidad máxima es constante, dando origen a curvas de asíntota común, también conocidas como curvas polimórficas (Gómez-Tejero *et al.*, 2009).

Se debe tener en cuenta que el patrón de crecimiento en altura dominante afectará a todo el sistema en el momento en que *HD* o *IS* se utilicen como variables independientes en cualquiera de los otros modelos que conforman el *SCRM*. La estructura del modelo de Hossfeld IV (Kiviste *et al.*, 2002; De los Santos-Posadas *et al.*, 2006; Gómez-Tejero *et al.*, 2009) es:

$$HD_1 = \frac{b_0}{1 + \exp(b_1) \times \exp(-b_2 \times \ln E_1)} \quad (1)$$

Al resolver la ecuación por b_1, se obtiene el siguiente modelo polimórfico de proyección en diferencia algebraica:

$$HD_2 = \frac{b_0}{1 + \exp\left(b_2 \times \ln E_1 + \ln\left(\frac{b_0}{HD_1} - 1\right)\right) \times \exp(-b_2 \times \ln E_2)} \quad (2)$$

donde HD_1 y HD_2 corresponden a la altura dominante en E_1 y E_2, ln indica el logaritmo natural, exp es la función exponencial y b_i son los parámetros a estimar.

En el reajuste del resto de las variables del *SCRM* se utilizaron 100 pares de datos no traslapados, correspondientes a E_1 y E_2 (Tabla 1). El paso inicial para la construcción de los modelos compatibles de área basal, diámetro promedio y volumen total, consistió en definir las ecuaciones de predicción para caracterizar el estado promedio del rodal a una edad definida. En este caso, las ecuaciones se basaron en modificaciones del modelo básico de rendimiento de Schumacher (1939) y Clutter (1963). El segundo paso fue desarrollar una forma de diferencia de las ecuaciones de predicción. La forma de obtener un modelo compatible se ejemplifica a continuación, para el modelo de área basal. La ecuación de predicción es (Santiago-García *et al.*, 2013):

$$AB_1 = \exp\left[\alpha_0 + \alpha_1 \times E_1 + \alpha_2 \times \frac{1}{DP_1}\right] \times [IS \times NA_1]^{\alpha 3} \quad (3)$$

donde: AB_1 = área basal ($m^2\ ha^{-1}$) a la edad E_1, DP_1 = diámetro promedio (cm) a la edad E_1, IS = índice de sitio del rodal (m), NA_1 = número de árboles (ha^{-1}) a la edad E_1 y α_i = parámetros a estimar en el modelo.

Si se linealiza la ecuación 3 para los estados E_1 y E_2, se obtienen las ecuaciones siguientes:

$$\ln(AB_1) = \alpha_0 + \alpha_1 \times E_1 + \alpha_2 \times \frac{1}{DP_1} + \alpha_3 \ln[IS \times NA_1]$$

$$\ln(AB_2) = \alpha_0 + \alpha_1 \times E_2 + \alpha_2 \times \frac{1}{DP_2} + \alpha_3 \ln[IS \times NA_2]$$

donde: AB_2 es el área basal ($m^2\ ha^{-1}$) a la edad E_2, DP_2 es el diámetro promedio (cm) a la edad E_2, NA_2 es el número de árboles (ha^{-1}) a la edad E_2, lo demás ya se definió previamente.

Al diferenciar ambos lados y despejar ln (AB_2) se obtiene:

$$\ln(AB_2) = \ln(AB_1) + \alpha_1 (E_2 - E_1) + \alpha_2\left(\frac{1}{DP_2} - \frac{1}{DP_1}\right) + \alpha_3 \ln\left[\frac{NA_2}{NA_1}\right]$$

Esta es la forma lineal del modelo de proyección para el logaritmo de AB. Si se aplica la función exponencial en ambos lados de la ecuación, se obtiene el modelo no lineal de proyección siguiente:

$$AB_2 = \exp\left[\ln(AB_1) + \alpha_1 (E_2 - E_1) + \alpha_2\left(\frac{1}{DP_2} - \frac{1}{DP_1}\right) + \alpha_3 \ln\left(\frac{NA_2}{NA_1}\right)\right] \quad (4)$$

La presencia y combinación de variables predictoras como DP_i y NA_i, en la ecuación 4, requiere de modelos de crecimiento para estas variables en particular. Así, para el DP_i, se tiene el siguiente par de ecuaciones compatibles de predicción y proyección:

$$DP_1 = \exp\left[b_0 + \frac{b_1}{E_1} \times NA_1 + b_2 \times HD_1\right] \quad (5)$$

$$DP_2 = \exp\left[\ln(DP_1) + b_1\left(\frac{NA_2}{E_2} - \frac{NA_1}{E_1}\right) + b_2 (HD_2 - HD_1)\right] \quad (6)$$

donde: b_i son los parámetros a estimar, lo demás ya fue definido con anterioridad.

Para el volumen total se reajustaron las siguientes ecuaciones compatibles:

$$V_1 = \exp\left[\delta_0 + \delta_1 \times \frac{HD_1}{AB_1}\right] \times E_1^{\delta_2} \times HD_1 \quad (7)$$

$$V_2 = \exp\left[\ln(V_1) + \delta_1 \times \left(\frac{HD_2}{AB_2} - \frac{HD_1}{AB_1}\right)\right] \times \left(\frac{E_2}{E_1}\right)^{\delta_2} \times \left(\frac{HD_2}{HD_1}\right) \quad (8)$$

donde: V_1 es el volumen ($m^3\ ha^{-1}$) a la edad E_1, V_2 es el volumen ($m^3\ ha^{-1}$) a la edad E_2, δ_i son los parámetros a estimar, lo demás ya fue definido.



Para pronosticar el número de árboles sobrevivientes en un tiempo determinado se ajustaron las siguientes funciones de mortalidad (Torres y Magaña, 2001; Zhao *et al.*, 2007):

$$NA_2 = NA_1 \times \exp[\alpha_1 \times (E_2 - E_1)] \quad (9)$$

$$NA_2 = NA_1 \times \exp[\alpha_1 \times IS \times (E_2 - E_1)] \quad (10)$$

Ajuste del sistema y análisis estadístico

Cada componente del *SCRM* se reajustó de manera simultánea, a través de regresión aparentemente no relacionada (SUR, seemingly unrelated regression), mediante el procedimiento MODEL de SAS/ETS® (SAS Institute Inc., 2011), con excepción de las funciones de mortalidad, que se ajustaron a través de mínimos cuadrados no lineales.

Como criterios de evaluación de la bondad de ajuste de los modelos se utilizaron la suma de cuadrados del error (*SCE*), el cuadrado medio del error (*CME*), el coeficiente de determinación (R^2) y, para las ecuaciones de mortalidad, el sesgo ($\bar{E}$) en la proyección del *NA* (Corral-Rivas *et al.*, 2004; Zhao *et al.*, 2007). La técnica de estimación de parámetros SUR proporciona una mejora en la estimación de parámetros de regresión, porque utiliza las correlaciones entre los errores en un sistema de ecuaciones; además, permite compatibilidad total entre el modelo de predicción y el de proyección, de forma que los parámetros comunes de ambas ecuaciones toman los mismos valores mientras se cumple con el criterio de minimización de los cuadrados de los residuos (Galán *et al.*, 2008).

Los modelos descritos son intrínsecamente no lineales, por lo que la estimación de los parámetros requiere el empleo de un proceso iterativo (Diéguez-Aranda *et al.*, 2005); en este caso, se utilizó el algoritmo de Gauss-Newton que está implementado en el procedimiento MODEL de SAS/ETS® (SAS Institute Inc., 2011).

Resultados

Altura dominante e índice de sitio

La información dasométrica de sitios permanentes de muestreo permitió aplicar el método de desarrollo de curvas de diferencia algebraica. Los modelos generaron ajustes que explicaron 91.0 % (predicción, Ec. 1) y 96.8 % (proyección, Ec. 2) de la varianza total observada en la altura dominante, siendo todos sus parámetros significativos y con valores bajos en su error estándar (Tablas 2 y 3).

El análisis estadístico muestra que el modelo polimórfico de Hossfeld IV es adecuado, presenta un valor alto del coeficiente de determinación (R^2), para ambas ecuaciones de predicción y proyección, y valores más reducidos de *SCE* y *CME* para el modelo de proyección (Ec. 2). En la figura 1 se presenta el comportamiento gráfico de los modelos de crecimiento en altura dominante.

La ecuación polimórfica b_1 de Hossfeld IV, bajo la formulación ADA que expresa el índice de sitio (*IS*) para *P. patula* a una edad base (E_b) de 40 años se explica en el modelo 11.

Tabla 2. Estadísticas de bondad de ajuste de los modelos del sistema de crecimiento y rendimiento maderable.

Modelo	Predicción			Proyección		
	SCE	*CME*	R²	*SCE*	*CME*	R²
Altura dominante	208.2	1.679	0.910	73.82	0.590	0.968
Área basal	447.8	4.592	0.845	94.9	0.963	0.965
Diámetro promedio	318.3	3.247	0.898	56.29	0.568	0.982
Volumen	16391.6	167.3	0.959	7100.8	71.72	0.979
Mortalidad	---	---	---	376307	5085.2	0.997

SCE = suma de cuadrados del error, *CME* = cuadrado medio del error, R^2 = coeficiente de determinación del modelo.

$$IS = \frac{45.8625}{1 + \exp\left(1.2205 \times \ln(E) + \ln\left(\frac{45.8625}{HD} - 1\right)\right) \times \exp(-1.2205 \times \ln(40))}$$
$$= \frac{45.8625}{1 + \exp\left(1.2205 \times \ln(E) + \ln\left(\frac{45.8625}{HD} - 1\right)\right) \times 0.011082} \quad (11)$$

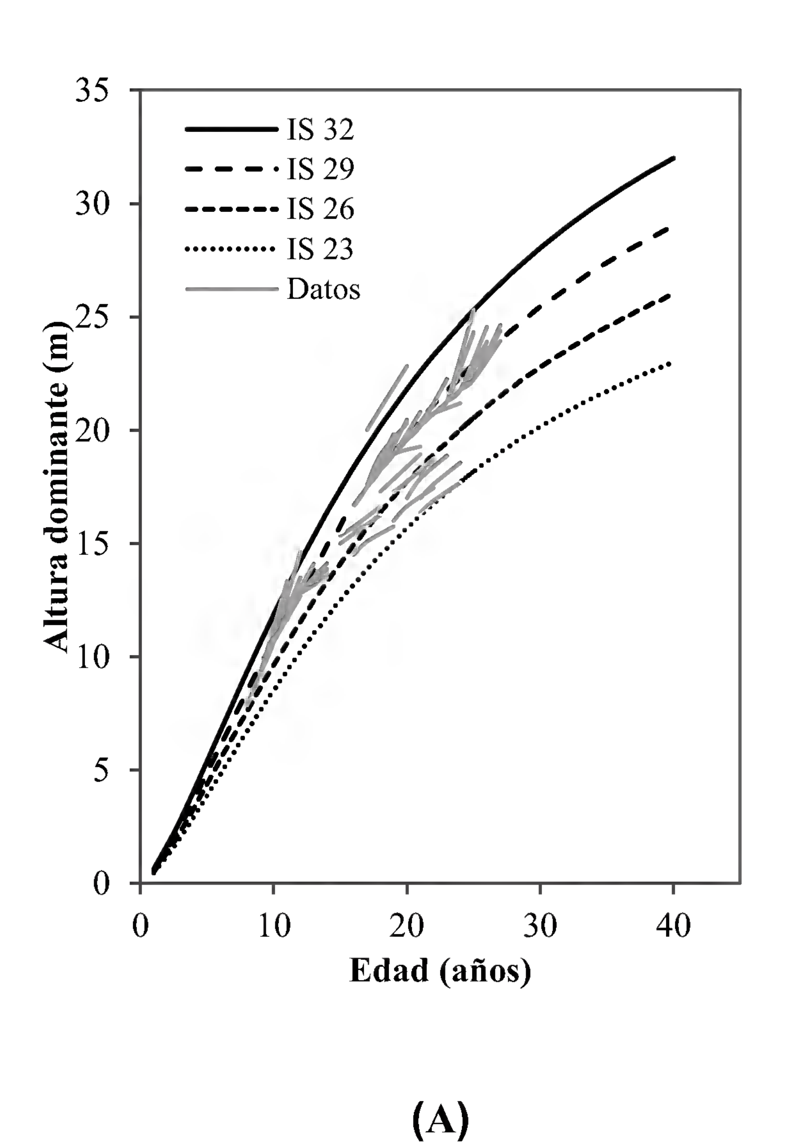
Tabla 3. Valores estimados de los parámetros para los modelos del sistema de crecimiento y rendimiento maderable.

Modelo	Parámetros	Estimación	Error estándar	Pr >|t|
Altura dominante	b_0	45.86253	5.8077	<.0001
	b_1	3.99835	0.1001	<.0001
	b_2	1.22054	0.0963	<.0001
Área basal	α_0	-3.78898	0.2131	<.0001
	α_1	0.02697	0.0016	<.0001
	α_2	-14.51160	0.3984	<.0001
	α_3	0.72549	0.0201	<.0001
Diámetro promedio	b_0	2.25015	0.0514	<.0001
	b_1	-0.00134	0.0001	<.0001
	b_2	0.04272	0.0023	<.0001
Volumen	δ_0	2.23436	0.0625	<.0001
	δ_1	-1.51495	0.0487	<.0001
	δ_2	0.41252	0.0211	<.0001
Mortalidad	α_1	-0.03378	0.0030	<.0001

El *IS* se refiere a la altura dominante del rodal a una edad de referencia, lo que permite al silvicultor clasificar y proyectar el crecimiento del rodal y, por tanto, representa un medio eficaz y simplificado para estimar la productividad forestal (Clutter *et al.*, 1983; García *et al.*, 1998; Torres y Magaña, 2001; De los Santos-Posadas *et al.*, 2006). La estimación precisa del nivel de productividad es fundamental en el manejo forestal, porque contribuye a determinar la cosecha de madera y el periodo de rotación, además de ayudar a la toma de decisiones acerca de la elección de las especies más adecuadas para cierta localización (Vargas-Larreta *et al.*, 2010). Así, se considera que la calidad de sitio expresada mediante *HD* o *IS* en conjunto con la edad son las variables predictoras más importantes en los modelos de crecimiento y rendimiento maderable.

Reajuste de las ecuaciones compatibles

La actualización de las ecuaciones de *HD* e *IS* permitió continuar con el reajuste del *SCRM*, ya que fueron de utili-



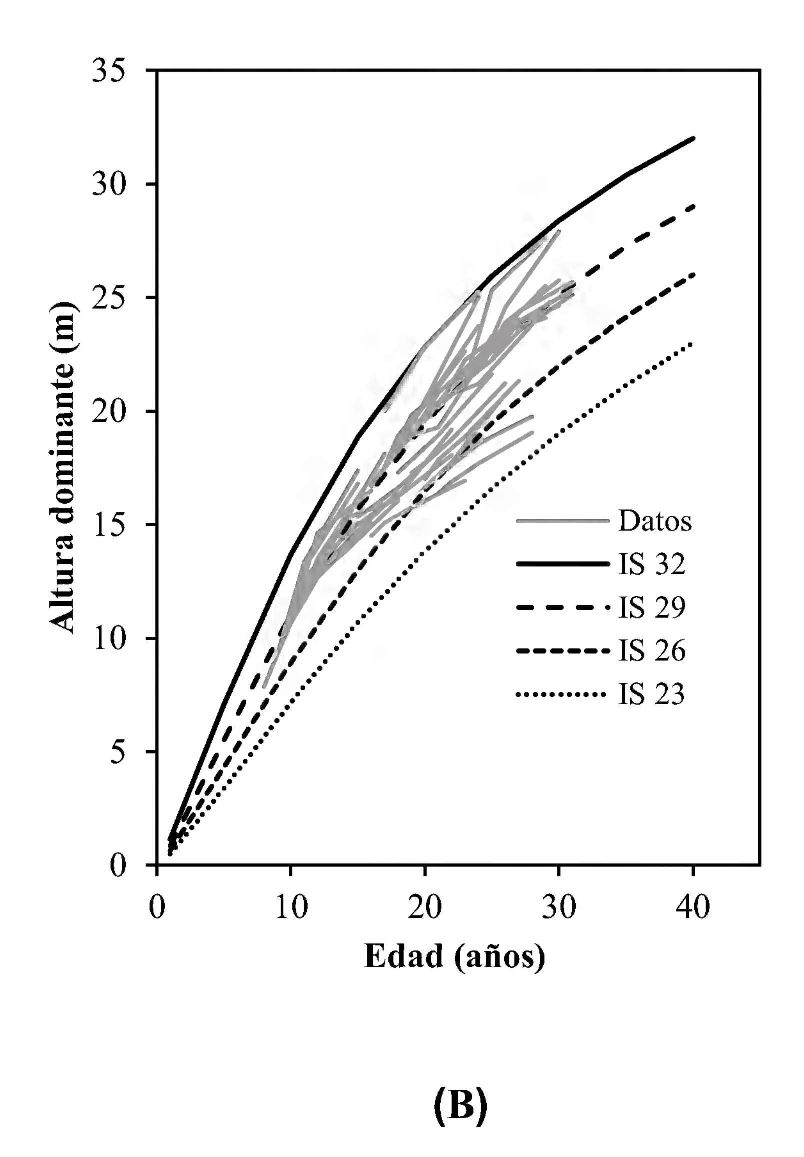


Figura 1. Curvas anamórficas (A) y polimórficas (B) de índice de sitio para *Pinus patula* en Zacualtipán, Hidalgo, a la edad base de 40 años (sobrepuestas a las trayectorias de los datos observados en parcelas permanentes de muestreo).

dad para explicar el crecimiento en diámetro promedio, área basal y volumen. El ajuste y los parámetros estimados para el resto de las ecuaciones que integran el *SCRM* muestran un alto nivel de precisión, al explicar de 84.5% a 99.7% de la variación total observada en las variables de interés (Tabla 2). La significancia de los parámetros ($p < 0.0001$) y los valores reducidos para los errores estándar asociados a cada uno de ellos, hacen robustos y confiables los modelos de crecimiento (Tabla 3). De estos, los modelos de proyección destacan por presentar valores más bajos de *SCE* y *CME*, así como R^2 con valores más altos, respecto a los modelos de predicción.

El modelo actualizado de área basal (Modelo AB A), genera un patrón de crecimiento con características deseables en una curva de crecimiento: forma sigmoide con un punto de inflexión y tendencia a alcanzar una asíntota horizontal a edades avanzadas (Kiviste *et al.*, 2002). Asimismo, tiene capacidad predictiva similar al modelo previo (Modelo AB P). La actualización, genera predicciones más optimistas en edades jóvenes y produce estimaciones menores en edades posteriores a los 20 años (Fig. 2). En esta etapa es preferible tener estimaciones conservadoras en área basal, y consecuentemente, en volumen maderable. Las características de los parámetros en ambos modelos reflejan su eficiencia estadística porque tienen errores estándar reducidos y son significativos. Los criterios estadísticos del modelo de AB P pueden consultarse en Santiago-García *et al.* (2013).

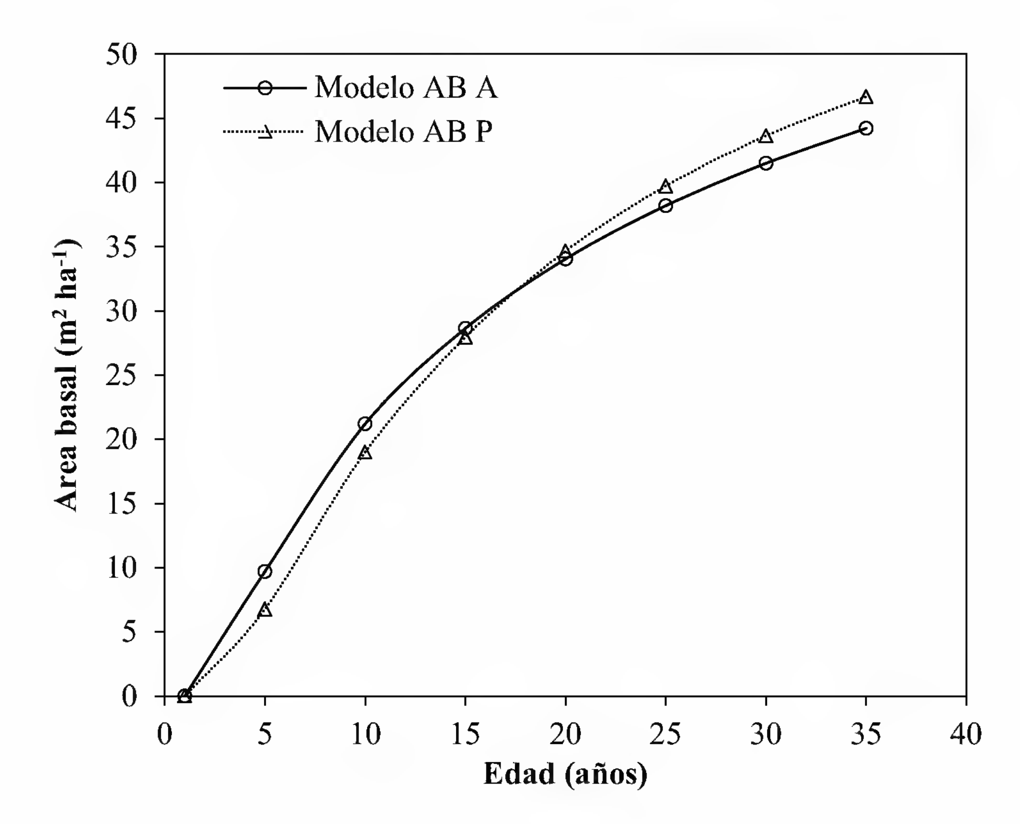


FIGURA 2. Curvas de crecimiento en área basal para el índice de sitio promedio en rodales de *Pinus patula*, obtenidas con el modelo de área basal previo (AB P) y actualizado (AB A).

El empleo del modelo de crecimiento en diámetro promedio proporciona gran flexibilidad, porque puede utilizarse para cualquier nivel de densidad, edad y calidad de sitio. En la figura 3 se presentan las curvas de crecimiento para el diámetro promedio obtenidas mediante la ecuación previa (Modelo DP P) y actualizada (Modelo DP A). El comportamiento del modelo de crecimiento en diámetro promedio es coherente de acuerdo con los datos observados.

Modelar toda la variabilidad posible del DP es difícil porque su crecimiento está afectado por el nivel de productividad y la densidad del rodal principalmente. Intervenciones como los aclareos (por ejemplo, aclareos por lo bajo) producen un cambio instantáneo en el valor de esta variable, por ello, en la actualización del modelo de crecimiento en DP solo se utilizó la información de las parcelas sin aclareos. Como se aprecia en la figura 3, el modelo actualizado (DP A) de crecimiento en diámetro promedio, produce estimaciones más optimistas respecto al modelo previo (DP P).

El modelo previo de volumen total por hectárea (Modelo V P) y el modelo actualizado (Modelo V A) generan curvas de crecimiento similares, dado que su estructura matemática es la misma. No obstante, al igual que el modelo en área basal, este modelo actualizado genera predicciones ligeramente más optimistas en edades jóvenes y produce estimaciones más conservadoras en edades posteriores a los 20 años (Fig. 4).

Uno de los problemas principales para estimar el rendimiento futuro es el poder pronosticar el número de árboles sobrevivientes por unidad de superficie, sobre los cuales se distribuirá el volumen proyectado (Magaña *et al.*, 2008). El comportamiento de la función de mortalidad (Ec. 9) ajustada por Santiago-García *et al.* (2013), se muestra razonable de acuerdo con los datos observados en campo (Fig. 5 A), presenta una tasa de mortandad de 3.3 % anual y un sesgo de 2.25. El reajuste de esta ecuación

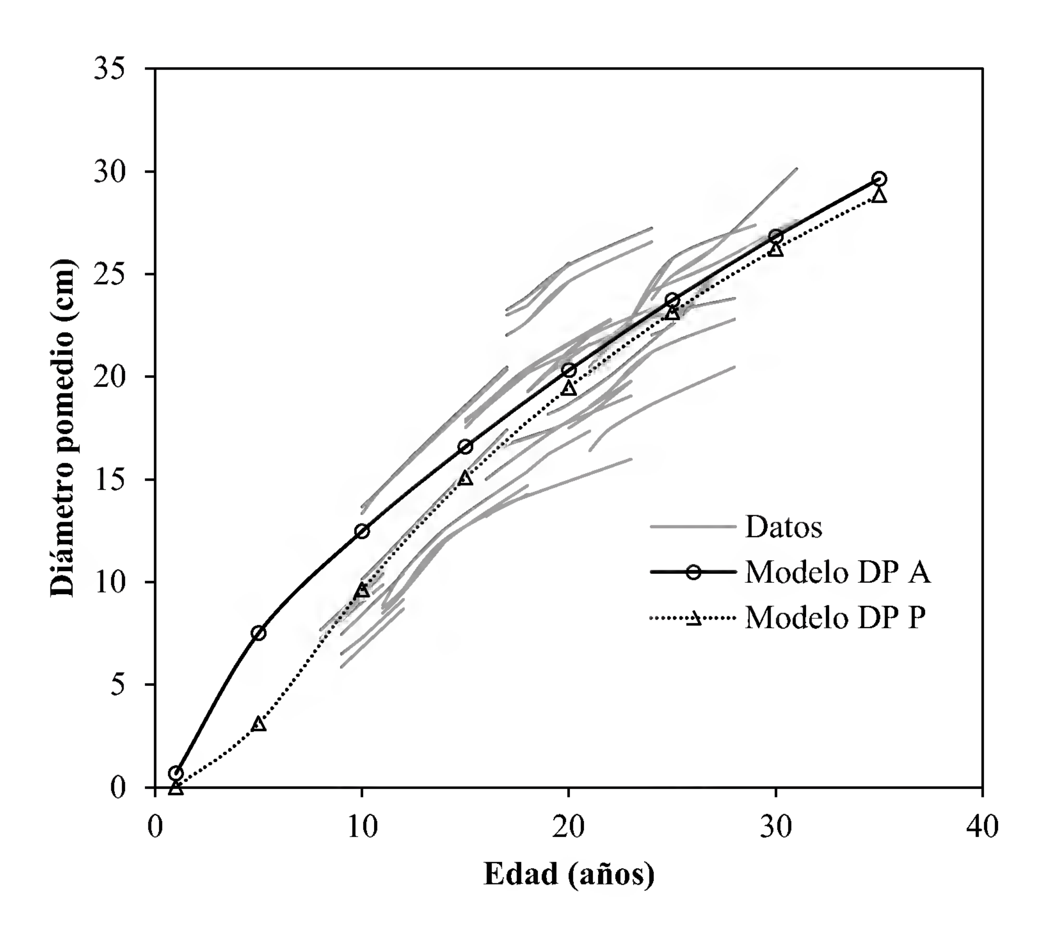


Figura 3. Curvas de crecimiento en diámetro promedio (DP) para el índice de sitio más común (29 m) en rodales de *Pinus patula* (sobrepuestas a las trayectorias de los datos observados en parcelas permanentes de muestreo). DP A y DP P = modelo actualizado y previo, respectivamente.

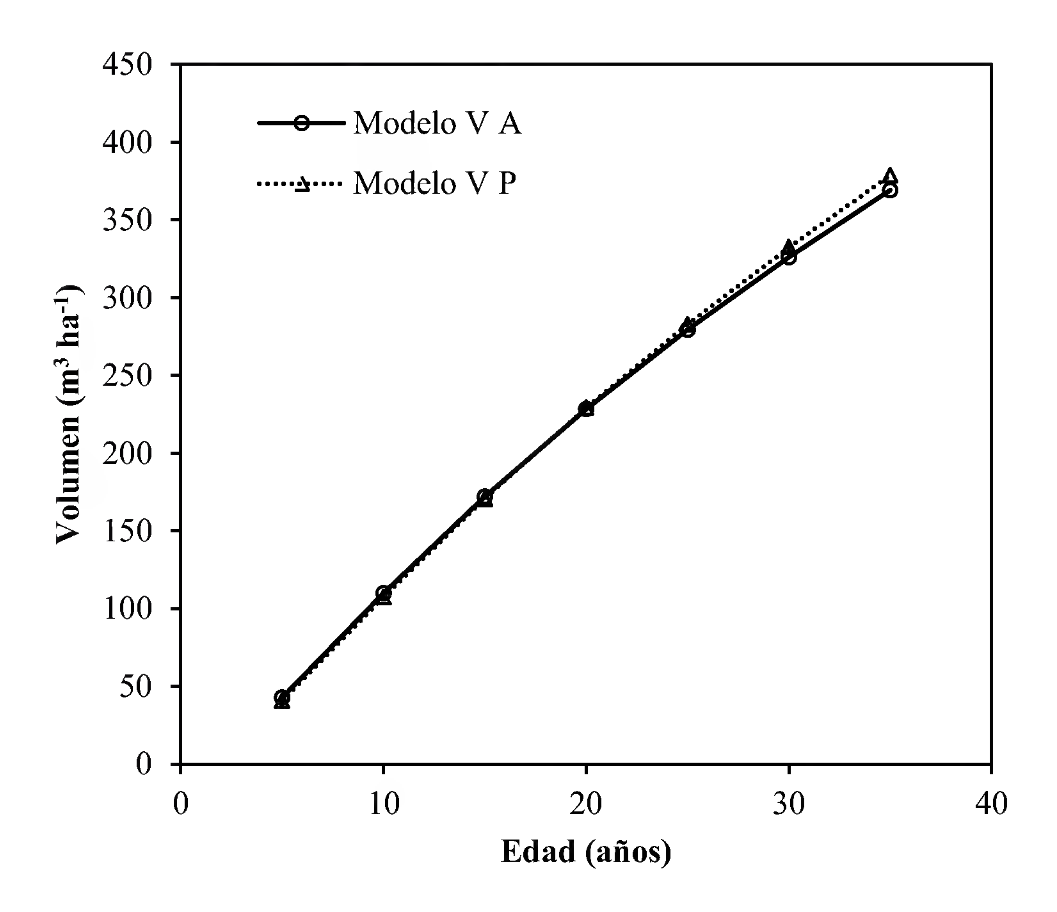


Figura 4. Curvas de crecimiento en volumen para el índice de sitio promedio en rodales de *Pinus patula*. V A y V P =volumen actualizado y previo, respectivamente.

($NA_2 = NA_1 \times \exp[-0.04801 \times (E_2 - E_1)]$) generó una tasa de mortandad anual de 4.6%, la cual es más severa y con mayor sesgo en la proyección (36.6), de acuerdo con los datos observados (Fig. 5 B). Asimismo, la incorporación del *IS* en la función de mortalidad: $NA_2 = NA_1 \times \exp[-0.0017 \times IS \times (E_2 - E_1)]$ (Fig. 5 C), genera tasas variables de mortalidad, las cuales tienden a ser mayores en las mejores calidades de sitio.

Para el sitio promedio (*IS* = 29 m) generó una tasa de mortandad de 4.8 % anual. Sin embargo, el sesgo en la proyección (37.1) es mayor respecto a la ecuación original. Debido a esta situación, se decidió descartar la incorporación de estas expresiones en la actualización del *SCRM* y mantener la ecuación de mortalidad con sus parámetros originales, por ser más consistente y generar menor sesgo en las estimaciones. Así, es recomendable el uso de la ecuación original en el conjunto del *SCRM*. No obstante, es necesario explorar con mayor detalle el comportamiento de la mortalidad en diferentes niveles de densidad del rodal, porque es de esperarse que los rodales más densamente poblados presenten tasas más altas de mortalidad respecto a rodales menos densos. En ese sentido, es posible determinar distintos patrones de mortalidad, lo cual hace factible la posibilidad de incluir en el *SCRM* más de una función de mortalidad que refleje esta dinámica.

Con esta ecuación (Ec. 9) se estima el número de árboles sobrevivientes (NA_2), a partir del número actual de árboles (NA_1) y la edad actual del rodal (E_1), fijando un periodo de proyección (E_2).

Uso del SCRM

El principal uso de las ecuaciones del *SCRM* es la simulación de escenarios de manejo, donde a través de una tabla de rendimiento se muestra el cambio en la magnitud de cada una de las variables dasométricas de interés a medida que cambia su edad. Sin embargo, el *SCRM* propuesto, representa múltiples tablas de rendimiento e innumerables combinaciones para el manejo de la densidad. En la tabla 4 se presenta una tabla de rendimiento de densidad variable, para los rodales de *P. patula* en los *IS* más comunes del estudio (27 m y 29 m de *HD*).

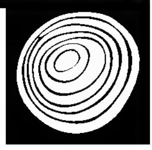


Tabla 4. Predicción del crecimiento y rendimiento maderable para los IS de 27 m y 29 m, considerando una densidad inicial de 2000 árboles por hectárea.

		HD		DP		AB		V		ICA		IMA	
		IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS	IS
E	NA	**29**	**27**	**29**	**27**	**29**	**27**	**29**	**27**	**29**	**27**	**29**	**27**
1	2000	0.9	0.7	0.7	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
2	1934	2.0	1.6	2.8	2.8	0.4	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3	1869	3.1	2.6	4.7	4.6	3.0	2.7	9.7	8.9	9.7	8.9	3.2	3.0
4	1807	4.3	3.6	6.2	6.1	6.5	5.8	26.1	23.2	16.4	14.3	6.5	5.8
5	1747	5.5	4.7	7.5	7.2	9.7	8.6	42.3	37.2	16.2	14.0	8.5	7.4
6	1689	6.7	5.7	8.6	8.3	12.5	11.1	58.3	51.1	16.0	13.9	9.7	8.5
7	1633	7.8	6.7	9.7	9.2	15.1	13.3	74.2	65.0	15.9	13.9	10.6	9.3
8	1579	8.9	7.7	10.7	10.1	17.3	15.3	90.0	78.9	15.8	13.8	11.2	9.9
9	1526	10.0	8.6	11.6	10.9	19.3	17.0	105.6	92.6	15.7	13.8	11.7	10.3
10	1476	11.0	9.6	12.5	11.7	21.2	18.7	121.1	106.3	15.5	13.7	12.1	10.6
11	1427	12.0	10.5	13.3	12.5	22.9	20.2	136.4	119.9	15.3	13.6	12.4	10.9
12	1379	13.0	11.4	14.2	13.2	24.5	21.6	151.5	133.3	15.1	13.4	12.6	11.1
13	1333	13.9	12.2	15.0	13.9	26.0	22.9	166.3	146.6	14.8	13.3	12.8	11.3
14	1289	14.8	13.0	15.8	14.6	27.4	24.2	180.9	159.7	14.6	13.1	12.9	11.4
15	1246	15.7	13.8	16.6	15.3	28.6	25.3	195.3	172.6	14.3	12.9	13.0	11.5
16	1205	16.5	14.6	17.4	16.0	29.9	26.4	209.4	185.4	14.1	12.7	13.1	11.6
17	1165	17.3	15.4	18.1	16.7	31.0	27.5	223.2	197.9	13.8	12.6	13.1	11.6
18	1126	18.0	16.1	18.9	17.3	32.1	28.5	236.8	210.3	13.6	12.4	13.2	11.7
19	1089	18.8	16.8	19.6	18.0	33.1	29.4	250.1	222.5	13.3	12.2	13.2	11.7
20	1053	19.5	17.5	20.3	18.6	34.0	30.3	263.2	234.5	13.1	12.0	13.2	11.7
21	1018	20.1	18.1	21.0	19.3	35.0	31.2	276.0	246.3	12.8	11.8	13.1	11.7
22	984	20.8	18.7	21.7	19.9	35.8	32.0	288.6	257.9	12.6	11.6	13.1	11.7
23	951	21.4	19.3	22.4	20.5	36.7	32.8	300.9	269.3	12.3	11.4	13.1	11.7
24	920	22.0	19.9	23.1	21.1	37.4	33.5	313.0	280.6	12.1	11.3	13.0	11.7
25	889	22.6	20.5	23.7	21.7	38.2	34.2	324.9	291.7	11.9	11.1	13.0	11.7
26	860	23.1	21.0	24.4	22.3	38.9	34.9	336.6	302.6	11.7	10.9	12.9	11.6
27	831	23.6	21.5	25.0	22.9	39.6	35.6	348.1	313.4	11.5	10.8	12.9	11.6
28	803	24.2	22.1	25.6	23.4	40.3	36.2	359.4	324.0	11.3	10.6	12.8	11.6
29	777	24.6	22.5	26.2	24.0	40.9	36.9	370.6	334.4	11.1	10.4	12.8	11.5
30	751	25.1	23.0	26.8	24.5	41.5	37.5	381.5	344.7	10.9	10.3	12.7	11.5
31	726	25.6	23.5	27.4	25.1	42.1	38.0	392.3	354.9	10.8	10.2	12.7	11.4
32	702	26.0	23.9	28.0	25.6	42.6	38.6	402.9	364.9	10.6	10.0	12.6	11.4
33	679	26.4	24.3	28.5	26.1	43.2	39.1	413.3	374.7	10.4	9.9	12.5	11.4
34	656	26.8	24.8	29.1	26.6	43.7	39.6	423.6	384.5	10.3	9.7	12.5	11.3
35	634	27.2	25.2	29.6	27.1	44.2	40.1	433.8	394.1	10.2	9.6	12.4	11.3

E = edad del rodal (años), *NA* = número de árboles por hectárea, *HD* = altura dominante (m), *IS* = índice de sitio (m), *DP* = diámetro promedio del rodal (cm), *AB* = área basal (m^2 ha^{-1}) *V* = volumen por hectárea (m^3 ha^{-1}), *ICA* = incremento corriente anual en volumen (m^3 ha^{-1} $año^{-1}$) e *IMA* = incremento medio anual en volumen (m^3 ha^{-1} $año^{-1}$).

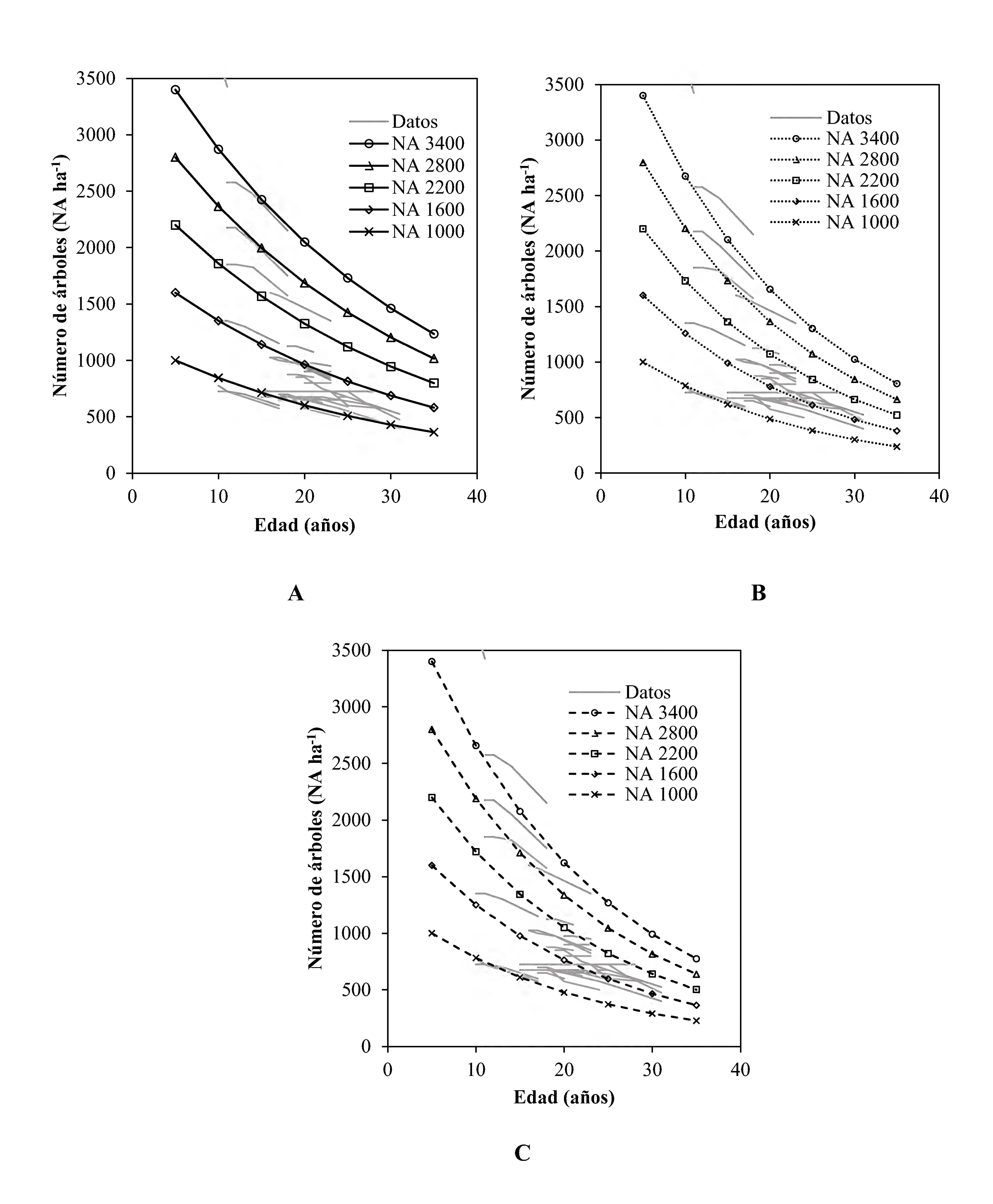
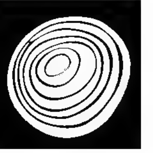


Figura 5. Mortalidad simulada en cinco densidades iníciales de rodales de *Pinus patula* para la Ec. 9 (A, B) y Ec. 10 (C) (sobrepuestas a las trayectorias de los datos observados en parcelas permanentes de muestreo).



La calidad de sitio permite distinguir distintos niveles de incremento corriente anual (*ICA*) e incremento medio anual (*IMA*) en volumen, con lo que es posible definir la edad a la que ocurre el turno técnico, es decir, la edad óptima de cosecha del rodal, si se desea maximizar el volumen total (la edad cuando *ICA* = *IMA*). El comportamiento de los incrementos (Tabla 4) indica que el turno técnico ocurre alrededor de los 20 años para el *IS* de 29 m y a los 22 años para el *IS* de 27 m, bajo el mismo nivel de densidad inicial en plantas vivas al año 1. De estos resultados, se destacan dos factores que determinan la edad a la que ocurre el turno técnico: la calidad de sitio y el nivel de densidad.

Es factible que bajo una silvicultura intensiva se puedan generar planes de manejo con un turno de alrededor de 20 años en los mejores sitios, siempre y cuando se pueda cumplir con los siguientes requisitos: 1) se promueva una rápida repoblación del rodal después de la cosecha final y 2) se apliquen, en tiempo y forma, prácticas de control de la vegetación competidora y de manejo de la densidad.

Una función básica de un *SCRM* es que también puede proveer actualizaciones del inventario, cuando se carece de remediciones en la red de sitios permanentes diseñada para ello. Dependiendo de la calidad y el tiempo entre remediciones, el *SCRM* permite: 1) estimar el inventario a partir de un inventario previo, o 2) a partir de una actualización de este tipo, estimar el nuevo tamaño de muestra en caso de que se requiera un nuevo inventario operativo.

DISCUSIÓN

Altura dominante e índice de sitio

Se observó que la familia de curvas polimórficas (Fig.1 B) describen mejor el patrón de crecimiento en comparación con las curvas anamórficas desarrolladas por Santiago-García *et al.* (2013) (Fig. 1 A). La actualización del modelo de Hossfeld IV para describir el crecimiento en altura dominante de *P. patula* supone la incorporación de nuevos datos, lo que incrementa el rango de edad y, por tanto, permiten hacer una mejor estimación de la asíntota horizontal (b_0 = 45.86 m), cuyo valor fue superior al obtenido para el modelo anamórfico (38.98 m). Esta estimación más alta de la asíntota permitió caracterizar de mejor manera la calidad de estación a través de curvas polimórficas y sugiere que la tasa relativa de crecimiento es específica del sitio, por lo que una mejor calidad de sitio, reduce el turno técnico en *HD* y en consecuencia, en volumen.

El modelo polimórfico desarrollado en este estudio coincide con lo obtenido por Gómez-Tejero *et al.* (2009), al encontrar que la familia polimórfica 1 (derivada de b_1) de Hossfeld IV es la más adecuada para describir la altura dominante de plantaciones de *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake en Oaxaca, México. En adición, Torres y Magaña (2001) señalan que en años recientes se ha dado mayor énfasis al desarrollo de funciones de *IS* polimórficas, porque se ha comprobado que tales tendencias se aproximan más a la tendencia real del crecimiento en altura. Al respecto, Corral-Rivas *et al.* (2004) mencionan que las funciones anamórficas generalmente no son adecuadas para representar el crecimiento en altura dominante, porque la forma de las curvas varía entre sitios, por tanto, el crecimiento en esta variable es realmente polimórfico.

Como ejemplos de ello se puede mencionar el trabajo de Amaro *et al.* (1998), para plantaciones de eucaliptos en Portugal, y el trabajo de Corral-Rivas *et al.* (2004), para bosques naturales de *Pinus cooperi* Blanco, *P. durangensis* Martínez, *P. engelmannii* Carr, *P. leiophylla* Schl. *et* Cham. y *P. herrerae* Martínez en Durango, México; así como el trabajo de Rodríguez-Acosta y Arteaga-Martínez (2005) para *P. chiapensis* (Martínez) Andresen en Veracruz y Puebla, México.

Asimismo, en los últimos años también se ha dado énfasis a los modelos de diferencia algebraica generalizada (*GADA*, generalized algebraic difference approach). Este enfoque tiene la ventaja de ampliar la base de ecuaciones de acuerdo con varias teorías sobre las características del crecimiento, lo que permite más de un parámetro específico por sitio y hace más flexibles las ecuaciones dinámicas. Lo anterior, da la posibilidad de simular polimorfismo con múltiples asíntotas (Cieszewski y Bailey, 2000; De los Santos-Posadas *et al.*, 2006; Diéguez-Aranda *et al.*,

2006b; Vargas-Larreta *et al.*, 2010). El modelo de Hossfeld IV es tan flexible que, además de sus familias ADA, permite generar familias *GADA*, en las que tanto la asíntota, como la tasa de crecimiento, pueden variar con el sitio (Gómez-Tejero *et al.*, 2009).

Reajuste de las ecuaciones compatibles

El nivel de precisión del *SCRM* actual (R^2 = 0.845 – 0.997), es similar al 88.4% – 99.7% obtenido en estudio previo (Santiago-García *et al.*, 2013). Asimismo, a lo obtenido por Galán *et al.* (2008), quienes con base en datos de sitios con remediciones y mediante regresión SUR, desarrollaron un sistema compatible para *Cedrela odorata* L. y *Tabebuia donnell-smithii* Rose, cuya precisión explica de 89.6 % a 99.6 % de la variabilidad total observada en la altura dominante, área basal y volumen. Similares niveles de precisión obtuvieron Magaña *et al.* (2008), al desarrollar un sistema de ecuaciones para predecir el crecimiento y rendimiento de *Pinus rudis* Endl., en Aloapan, Oaxaca, con base en datos de la misma naturaleza.

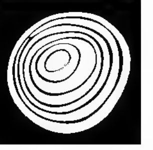
Al incluir como variable predictora alguna función de la densidad del rodal como lo es el número de árboles por hectárea (*NA*), se da al sistema la connotación de "densidad variable", propiedad ideal para simular regímenes silviculturales etiquetados para distintos *IS*. Otra cualidad que se destaca de este tipo de modelos es la invarianza con respecto al camino de proyección, es decir, los valores pronosticados para un instante futuro a partir de un estado inicial deben ser iguales, independientemente del número de pasos utilizados en su predicción (Sullivan y Clutter, 1972; Diéguez-Aranda *et al.*, 2005). Sullivan y Clutter (1972) y García (1994) definen esta cualidad como composición o propiedad de semigrupo, esto es, el resultado de proyectar el estado, primero de E_0 a E_1 y luego de E_1 a E_2, debe ser el mismo que el de la proyección en una sola etapa de E_0 a E_2.

El modelo de predicción de área basal (Ec. 3) considera como variables predictoras: la edad del rodal, el número de árboles por hectárea, el índice de sitio y el diámetro promedio del rodal. Por su parte, su correspondiente modelo de proyección (Ec. 4), excluye al índice de sitio, por el hecho de ajustar de forma simultánea el sistema, lo que concuerda con otros trabajos donde analizaron el crecimiento del área basal (Buckman, 1962; Diéguez-Aranda *et al.*, 2005), al no encontrar significativa la incorporación del índice de sitio.

Las ecuaciones de predicción y proyección en diámetro promedio a nivel de rodal (Ec. 5 y 6) fueron esenciales para estimar el área basal. Se considera que el diámetro promedio del rodal es la variable dasométrica más sensible al efecto de la densidad, porque un alto nivel de densidad genera supresión en su crecimiento y un bajo nivel de densidad permite expresar mayor potencial de crecimiento diamétrico. Esto repercute de manera importante en el crecimiento del área basal. Las funciones de crecimiento para esta variable, en particular, consideran: la edad, el número de árboles por hectárea y una medida de la calidad del sitio, como lo es la altura dominante. Esta última variable permite expresar de manera adecuada los niveles de productividad de los rodales de *P. patula*.

Davis *et al.* (2001) mencionan que una de las características del diámetro promedio es que este incrementa a través de la vida del rodal cuando el arbolado crece y cuando el arbolado más pequeño dentro del rodal sufre una alta tasa de mortalidad. Contar con modelos para pronosticar el crecimiento en diámetro promedio de masas regulares resulta de utilidad para el manejo forestal, porque esta variable es de primordial interés para la industria forestal. En ese sentido, y de acuerdo con Alder (1980), los modelos de predicción serán más realistas a medida que se incrementen los esfuerzos en la recolección de datos y en la construcción del propio modelo.

Por su parte, las ecuaciones de volumen a nivel de rodal (Ec. 7 y 8) incorporan como variables independientes a la edad, el área basal y la calidad del sitio (expresada mediante la altura dominante o el índice de sitio), las cuales hacen posible la abstracción del fenómeno del rendimiento maderable (Fig. 4). Estas variables se han utilizado convencionalmente para modelar el rendimiento maderable de *Pinus arizonica* Engl. (Zepeda y Domínguez, 1998), *P. rudis* Endl. (Magaña *et al.*, 2008), *P. patula* (Valdez-Lazalde y Lynch, 2000), *P.*



montezumae Lamb. (Zepeda y Acosta, 2000), *Cedrela odorata* L. y *Tabebuia donnell-smithii* Rose (Galán *et al.*, 2008).

Torres y Magaña (2001) mencionan que la evaluación de existencias volumétricas en un rodal o plantación permite conocer la cantidad de madera disponible y así poder planificar las actividades de cosecha. Por su parte, Galán *et al.* (2008) y Magaña *et al.* (2008) señalan que las ecuaciones de predicción explícita o de rodal completo, permiten estimar la dinámica de crecimiento en volumen por unidad de superficie, y son de gran uso en manejo forestal, debido a su sencillez y precisión. A este respecto, Vanclay (1994) menciona que este tipo de modelos son los más adecuados para la planificación del manejo de rodales coetáneos y plantaciones forestales.

El modelo de mortalidad concuerda con lo señalado por Clutter *et al.* (1983) y Torres y Magaña (2001), quienes mencionan que en muchos trabajos se ha probado que el *IS* tiene poca relación dentro de las funciones de mortalidad. Asimismo, coincide con el trabajo de Palahí *et al.* (2002), quienes proponen esta misma estructura para pronosticar la sobrevivencia en rodales de *P. sylvestris* L. en el noreste de España. Sin embargo, la tasa de mortalidad anual de estos rodales es de 0.43%, lo cual es explicable siendo sitios experimentales, plantados con densidades iniciales iguales y sujetos a la misma silvicultura. También concuerda parcialmente con lo encontrado por Magaña *et al.* (2008), quienes presentan una función de mortalidad para rodales naturales de *P. rudis* Endl., donde la tasa de mortalidad proporcional es una función de la edad y el índice de sitio, para un *IS* > 20 m, la tasa de mortalidad anual es superior a 5.0 %. Es importante destacar que para realizar pronósticos de rendimiento futuro es necesario establecer algún valor asintótico mínimo, porque si se continúa simulando la mortalidad, esta lleva a estimar cero árboles por hectárea cuando en un bosque bajo manejo esto solo sería posible si ocurre un evento catastrófico. Es decir, la densidad mínima razonable que se puede encontrar en los rodales, para cierta edad, a partir de la cual se acota la mortalidad.

Uso del SCRM

Los turnos técnicos en volumen de alrededor de 20 años calculados con el *SCRM* actual son similares al turno de 25 años estimado con el *SCRM* generado por Santiago-García *et al.* (2013) en la región de estudio. Sin embargo, el acortamiento de la edad de los turnos actuales se debe a predicciones más optimistas del *SCRM* actual para edades tempranas, es decir, pronostica una mayor velocidad de crecimiento en volumen en edades menores a 20 años. Posterior a esta edad, las predicciones del *SCRM* actual son más conservadoras respecto al *SCRM* previo.

De acuerdo con Sánchez *et al.* (2003), los turnos aumentan según disminuye la calidad del sitio, y la edad del turno disminuye cuando el nivel de densidad del rodal es más bajo o se intensifican los aclareos. Las relaciones fundamentales de crecimiento expresadas en el *SCRM* permiten corroborar lo anterior.

Por otra parte, con las tablas de rendimiento de densidad variable, es posible evaluar distintos niveles de productividad y densidad, los cuales determinan la capacidad del sitio para alcanzar cierta dimensión en el tamaño del arbolado. Por ejemplo, al cambiar la calidad de sitio y la densidad del rodal, la tabla de rendimiento muestra el crecimiento esperado en diámetro promedio. Esta variable de estado representa un buen indicador de la dimensión de diámetros presentes en el rodal, lo cual resulta de interés para la industria forestal.

Como puede notarse, el *SCRM* representa una herramienta de manejo poderosa para generar esquemas de manejo maderable y, con ello, tomar decisiones. En ese sentido, su incorporación en los programas de manejo para la región de estudio se hace necesaria. De acuerdo con Vanclay (1994), un *SCRM* se elabora para: realizar estimaciones confiables de crecimiento y rendimiento corriente y futuro, determinar la edad óptima de cosecha, estimar la producción anual, periódica o total durante el periodo de rotación, realizar análisis financieros, explorar alternativas silviculturales, determinar un régimen de manejo que maximice el volumen maderable o el valor de la producción, entre otras aplicaciones. Por su parte, Pretzsch (2009) señala que los modelos de crecimiento y las simulaciones

de crecimiento del bosque juegan un papel importante en manejo forestal, dada la longevidad de los árboles y rodales forestales. Asimismo, menciona que en rodales coetáneos, las tablas de rendimiento pueden ser el mejor enfoque para realizar el manejo forestal, en donde la producción de volumen es el principal objetivo.

La actualización de las ecuaciones de crecimiento permitió ampliar el rango de validez del *SCRM*, su mejor comportamiento se encuentra en el intervalo de 8 años a 31 años de edad del rodal. Pronósticos fuera de este intervalo deben tomarse con ciertas reservas y es factible, siempre y cuando las variables proyectadas mantengan un comportamiento realista. Mediciones futuras permitirán ampliar el rango de validez de las ecuaciones, así como establecer nuevos patrones de crecimiento y mortalidad natural de los bosques de *P. patula* en la región de Zacualtipán, Hidalgo. Estas ecuaciones se han integrado al simulador de crecimiento SiCRepp®, el cual permite representar de forma interactiva, infinidad de situaciones en un rodal y así pronosticar su crecimiento y rendimiento, tanto corriente, como futuro (Santiago-García, 2013).

Conclusiones

El sistema de crecimiento y rendimiento actualizado para *Pinus patula* permite simular un grupo amplio de escenarios silvícolas para el manejo de los rodales repoblados de forma natural en Zacualtipán, Hidalgo. Además, en coincidencia con el sistema previo, el presente ratifica que los turnos utilizados actualmente para el manejo operativo de los bosques de *P. patula* son demasiado largos (40 años o 50 años) y con intervenciones poco frecuentes, por lo que estos pueden ser acortados para maximizar la producción en volumen total, como la obtención de algún producto específico. En este trabajo se muestra que el insumo básico para realizar pronósticos de crecimiento son los datos de sitios permanentes a nivel de rodal. Con estos modelos de crecimiento y rendimiento se obtienen predicciones y proyecciones de gran precisión, por lo que constituyen una herramienta básica para simular alternativas silviculturales y así seleccionar los regímenes de manejo óptimos de la especie *P. patula* en la región de estudio.

Referencias

Aguirre-Salado, C.A., J.R. Valdez-Lazalde, H.M. De los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, R. Haapanen y A.I. Aguirre-Salado. 2009. Mapeo de carbono arbóreo aéreo en bosques manejados de pino *patula* en Hidalgo, México. *Agrociencia* 43(2):209–220.

Assmann, E. 1970. The principles of forest yield study. Pergamon Press. Oxford. 506 p.

Alder, D. 1980. Estimación del volumen forestal y predicción del rendimiento con referencia especial a los trópicos. Vol. 2. Estudio FAO: Montes 22/2. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 118 p.

Amaro, A., D. Reed, M. Tomé e I. Themido. 1998. Modelling dominant height growth: *Eucalyptus* plantations in Portugal. *Forest Science* 44(1):37–46.

Borders, B.E. 1989. System of equations in forest stand modeling. *Forest Science* 35(2):548–556.

Borders, B.E. y R. L. Bailey. 1986. A compatible system of growth and yield equations for slash pine fitted with restricted three-stage least squares. *Forest Science* 32(1):185–201.

Buckman, R. 1962. Growth and yield of red pine in Minnesota. USDA Forest Service, Tech Bull 1272. 50 p.

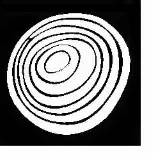
Cieszewski, C.J. y R.L. Bailey. 2000. Generalized algebraic difference approach: theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *Forest Science* 46(1):116–126.

Clutter, J.L. 1963. Compatible growth and yield models for loblolly pine. *Forest Science* 9(3):354–371.

Clutter, J.L., J.C. Forston, L.V. Pienaar, G.H. Brister y R.L. Bailey. 1983. Timber management: A quantitative approach. John Wiley & Sons, Inc. Nueva York. 333 p.

Corral-Rivas, J.J., J.G. Álvarez G., A.D. Ruíz G. y K.V. Gadow. 2004. Compatible height and site index models for five pine species in El Salto, Durango (Mexico). *Forest Ecology and Management* 201:145–160.

Davis, L.S., K.N. Johnson, P.S. Bettinger y T.E. Howard. 2001. Forest management. 4a ed. McGraw-Hill series in Forest Resources. Nueva York. 804 p.



De los Santos-Posadas, H.M., M. Montero-Mata y M. Kanninen. 2006. Curvas dinámicas de crecimiento en altura dominante para *Terminalia amazonia* (Gmel.) Excell en Costa Rica. *Agrociencia* 40(4):521–532.

Diéguez-Aranda, U., F. Castedo D. y J.G. Álvarez G. 2005. Funciones de crecimiento en área basimétrica para masas de *Pinus sylvestris* L. procedentes de repoblaciones en Galicia. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 14(2):253–266.

Diéguez-Aranda, U., F. Castedo D., J.G. Álvarez G. y A. Rojo A. 2006a. Dynamic growth model for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations in Galicia (north-western Spain). *Ecological Modelling* 191:225–242.

Diéguez-Aranda, U., H.E. Burkhart y R.L. Amateis. 2006b. Dynamic site model for loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations in the United States. *Forest Science* 52(3):262–272.

Galán, L.R., H.M. De los Santos P. y J.I. Valdez H. 2008. Crecimiento y rendimiento maderable de *Cedrela odorata* I. y *Tabebuia donnell-smithii* Rose en San José Chacalapa, Pochutla, Oaxaca. *Madera y Bosques* 14(2):65–82.

García, C.X., H. Ramírez M., C. Rodríguez F., J. Jasso M. y C.A. Ortiz S. 1998. Índice de sitio para caoba (*Swietenia macrophylla* King) en Quintana Roo, México. *Revista Ciencia Forestal en México* 23(84):9–19.

García, O. 1988. Growth modeling–a (re)view. *New Zealand Journal of Forestry* 33(3):14–17.

García, O. 1994. The state–space approach in growth modeling. *Canadian Journal of Forest Research 24:1894–1903.*

Gómez-Tejero, J., H.M. De los Santos-Posadas, A.M. Fierros-González y J.R. Valdez-Lazalde. 2009. Modelos de crecimiento en altura dominante para *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden y *E. urophylla* S. T. Blake en Oaxaca, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 32(2):161–169.

Kiviste, A., J.G. Álvarez G., A. Rojo A. y A.D. Ruiz G. 2002. Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal. Monografías INIA: Forestal N.° 4. Madrid. 190 p.

Magaña T., O.S., J.M. Torres R., C. Rodríguez F., H. Aguirre D. y A.M. Fierros G. 2008. Predicción de la producción y rendimiento de *Pinus rudis* Endl. en Aloapan, Oaxaca. *Madera y Bosques* 14(1):5–19.

Palahí, M., J. Miina, M. Tomé y G. Montero. 2002. Stand-level yield model for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in north-east Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 11(2):409–424.

Pretzsch, H. 2009. Forest dynamics, growth and yield: From measurement to model. Springer-Verlag. Berlín, Heidelberg. Alemania. 664 p.

Ramírez, M.H., R.L. Bailey y B.E. Borders. 1987. Some implications of the algebraic difference method approach for developing growth models. *In*: Forest Growth Modeling and Prediction. IUFRO. Minneápolis, EUA.

Rodríguez-Acosta, M. y B. Arteaga-Martínez. 2005. Índice de sitio para *Pinus chiapensis* (Martínez) Andresen, en los estados de Veracruz y Puebla, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1):39–44.

Sánchez, F., R. Rodríguez, A. Rojo, J.G. Álvarez, C. López, J. Gorgoso y F. Castedo. 2003. Crecimiento y tablas de producción de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 12(2):65–83.

Santiago-García, W., H.M. De los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, J.R. Valdez-Lazalde y G. Ramírez-Valverde. 2013. Sistema compatible de crecimiento y rendimiento para rodales coetáneos de *Pinus patula*. *Revista Fitotecnia Mexicana* 36(2):163–172.

Santiago-García, W. 2013. Simulador de crecimiento para el manejo de rodales coetáneos de *Pinus patula*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, México. 109 p.

SAS Institute Inc. 2011. SAS/ETS® 9.3 User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.

Schumacher, F.X. 1939. A new growth curve and its application to timber–yield studies. *Journal of Forestry* 37:819–820.

Sullivan, A.D. y J.L. Clutter. 1972. A simultaneous growth and yield model for loblolly pine. *Forest Science* 18(1):76–86.

Torres R., J.M. y O.S. Magaña T. 2001. Evaluación de plantaciones forestales. Limusa. México. 472 p.

Valdez-Lazalde, J.R. y T.B. Lynch. 2000. Merchantable and total volume equations for thinned natural stands of patula pine. *Agrociencia* 34(6):747–758.

Vanclay, J.K. 1994. Modelling forest and yield, applications to mixed tropical forests. CAB International. Dinamarca. 312 p.

Vargas-Larreta, B., J.G. Álvarez-González, J.J. Corral-Rivas y Ó.A. Aguirre C. 2010. Construcción de curvas dinámicas de índice de sitio para *Pinus cooperi* Blanco. *Revista Fitotecnia Mexicana* 33(4):343–351.

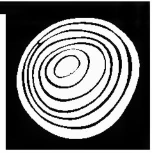
Zepeda B., E.M. y A. Domínguez P. 1998. Niveles de incremento y rendimiento maderable de poblaciones naturales de *Pinus arizonica* Engl., de El Poleo, Chihuahua. *Madera y Bosques* 4(1):27–39.

Zepeda B., E. M. y M. Acosta M. 2000. Incremento y rendimiento maderable de *Pinus montezumae* Lamb., en San Juan Tetla, Puebla. *Madera y Bosques* 6(1):15–27.

Zhao, D., B. Borders, M. Wang y M. Kane. 2007. Modeling mortality of second-rotation loblolly pine plantations in the Piedmont/Upper Coastal Plain and Lower Coastal Plain of the southern United States. *Forest Ecology and Management* 252:132–143.

Manuscrito recibido el 5 de diciembre de 2014.
Aceptado el 15 de septiembre de 2015.

Este documento se debe citar como:
Santiago-García, W., H.M. De los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, J.R. Valdez-Lazalde, J.J. Corral-Rivas, G. Rodríguez-Ortiz y E. Santiago-García. 2015. Modelos de crecimiento y rendimiento de totalidad del rodal para *Pinus patula*. *Madera y Bosques* 21(3):95-110.



Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos

Inventory and cartography of forest variables derived from LiDAR data: comparison of methods

Alma Delia Ortiz-Reyes[1], J. René Valdez-Lazalde[1*], Héctor M. De los Santos-Posadas[1], Gregorio Ángeles-Pérez[1], Fernando Paz-Pellat[1] y Tomás Martínez-Trinidad[1]

[1]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo km 36.5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, C.P. 56230, México.

*Autor para correspondencia: valdez@colpos.mx

Resumen

El método más común para estimar variables dasométricas a gran o pequeña escala es el inventario forestal basado en un muestreo en campo. En la actualidad la teledetección ofrece un abanico de posibilidades para incorporarse en las estimaciones forestales, tal es el caso de LiDAR (Light Detection And Ranging) que permite caracterizar de forma tridimensional el bosque. En este trabajo se estudió la relación entre datos derivados de LiDAR con los datos medidos en campo para estimar variables dasométricas como: área basal (AB), biomasa total (*BT*), cobertura arbórea (COB) y volumen de madera (*VOL*), mediante cuatro métodos: 1) regresión lineal múltiple, 2) regresión no lineal, 3) estimador de razón y 4) inventario forestal tradicional (muestreo estratificado). Las estimaciones totales derivadas del estimador de razón se encuentran dentro del intervalo de confianza al 95% calculado mediante inventario tradicional para AB, *BT* y *VOL*, siendo este el estimador que arroja los valores más cercanos y precisos a la estimación mediante inventario. En general, las estimaciones de los modelos no lineales fueron los más optimistas con respecto al inventario tradicional. Los resultados indican una buena relación ($R^2 > 0.50$) entre las métricas de LiDAR y datos de campo, principalmente los percentiles de altura y las tasas de retorno sobre una altura definida. A partir de los modelos lineales, se generó la cartografía de cada una de las variables analizadas.

Palabras clave: biomasa aérea, estimadores de razón y regresión, mapeo, modelación espacial, volumen total.

Abstract

The most common method to estimate forest variables to a large or small scale is the forest inventory based on field sampling. Currently, remote sensing techniques offer a range of possibilities in forest resources estimation; this is the case of LiDAR (Light Detection And Ranging) that allows the characterization forest structure in three-dimensions. We analyzed the relationship between LiDAR and field data to estimate forest variables such as: basal area (AB), total biomass (*BT*), crown cover (COB) and timber volume (*VOL*) through four methods: 1) multiple linear regression, 2) non-linear regression, 3) ratio estimators and 4) traditional forest inventory (stratified sampling). Total estimates derived from the ratio estimator were within the 95% confidence interval calculated by traditional inventory for AB, *BT* and *VOL*; this estimator showed the closest values and precision to those obtained by traditional forest inventory. In general, estimates through non-linear models were the most optimistic compared to the traditional forest inventory. Our results indicated a good relationship ($R^2 > 0.50$) between LiDAR metrics and field data, particularly the percentiles of height and rates of return on a defined height. From the linear models fit we generated maps for each of the forest variables analyzed.

Keywords: above-ground biomass, ratio and regression estimators, mapping, spatial modeling, total volume.

Introducción

La caracterización dasométrica de bosques y rodales para fines de manejo forestal se realiza tradicionalmente a través del muestreo en campo, mismo que a partir de la teoría del muestreo permite dimensionar un inventario forestal considerando un nivel de error permitido y un nivel de incertidumbre (Cruz *et al.,* 2010). Obtener información de calidad para este proceso implica tiempo y costos considerables en la obtención de parámetros biofísicos del bosque como el área basal, el volumen maderable, la biomasa aérea total o la densidad (Hawbaker *et al.,* 2010).

La teledetección permite obtener información relevante para los inventarios forestales de forma más eficiente; una de las principales ventajas de esta tecnología es la capacidad de obtener datos espacialmente explícitos en grandes áreas de manera oportuna y económica (Aguirre *et al.,* 2014), tal es el caso de los sensores ópticos pasivos como las imágenes Landsat TM. Sin embargo, la capacidad de estos es aún limitada, ya que proporcionan información en dos dimensiones, siendo necesario estudiar las variables estructurales de forma tridimensional (Hall *et al.,* 2005).

LiDAR (Light Detection And Ranging) es una tecnología de teledetección que permite obtener información tridimensional del bosque y ofrece una mejor alternativa para estudiar variables estructurales del dosel (Dubayah and Drake, 2000). Dentro de las cualidades que ofrece LiDAR se encuentran su alta resolución espacial y buena penetración en el dosel para obtener variables dasométricas tales como la altura de los árboles, el área basal, el área de la copa, la densidad y la clasificación de grupos de especies (Van Aardt *et al.,* 2008; Valdez y Aguirre, 2013), características valiosas en evaluaciones ambientales para definir a través del uso de modelos la cantidad de biomasa o el volumen de madera en los bosques (Popescu, 2007; Navarro *et al.,* 2010).

Variables derivadas de LiDAR como el número de estratos del dosel, el diámetro de copa, la altura total o la densidad de árboles se emplean para la caracterización de la estructura del bosque y son relativamente fáciles de obtener (Hudak *et al.,* 2009). Sin embargo, los conocimientos y técnicas para el procesamiento de este tipo de datos en estudios del sector forestal de México no están lo suficientemente desarrollados para su aplicación directa. La literatura apenas proporciona estudios de obtención de variables dasométricas a partir de datos LiDAR en zonas específicas de México (Valdez y Aguirre, 2013), lo que justifica realizar un estudio con el propósito de estimar variables dasométricas empleando esta tecnología.

Objetivos

- Estimar variables dasométricas de un bosque templado mediante la aplicación de tecnología LiDAR en la zona de Zacualtipán de los Ángeles, Hidalgo.
- Comparar la precisión de los resultados obtenidos mediante el uso de tecnología LiDAR contra los resultados que ofrece un inventario forestal tradicional.
- Generar la cartografía de cada una de las variables dasométricas estimadas en el área de estudio.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio forma parte de los trabajos de investigación que se desarrollan en el Sitio Intensivo de Monitoreo de Flujos de CO_2 a largo plazo en bosques bajo manejo en el centro de México (Ángeles *et al.,* 2011). Comprende un área de 913 ha (poco más del área del sitio intensivo que es de 900 ha -3 km x 3 km-), conformada en su mayoría por porciones de cuatro ejidos del municipio de Zacualtipán de los Ángeles, Hidalgo: La Mojonera, Atopixco, El Reparo y Tzincoatlán, así como pequeñas áreas de los ejidos Santo Domingo, Zahuastipan y de propiedad privada los cuales están localizados en la Sierra Madre Oriental, entre las coordenadas 20°35'00" y 20°38'30" N y 98°34'00" y 98°38'00" W (Fig. 1). La región presenta topografía variable, desde zonas elevadas con pendientes suaves, hasta terrenos con pendientes pronunciadas (Martínez, 2004).

El clima existente es C(fm)w"b(e)g, templado-húmedo con una estación marcada de lluvias entre junio y octubre. La precipitación media anual oscila entre 700 mm y 2050 mm y es común observar un gran número de



días con neblina, por lo tanto, la mayor parte del año la humedad relativa permanece alta. Los tipos de vegetación predominantes son: bosque mesófilo de montaña, bosque de pino y bosque de pino-encino. Entre las especies arbóreas dominantes se encuentran *Pinus patula, Quercus crassifolia, Q. affinis, Q. laurina, Q. sartori, Q. excelsa, Q. xalapensis, Clethra mexicana, C. pringlei, Magnolia schiedeana, Cornus disciflora, Viburnum* spp., *Cleyera theaoides, Arbutus xalapensis, Prunus serotina, Vaccinium leucanthum, Liquidambar styraciflua, Fagus grandifolia* subsp. *mexicana, Podocarpus reichei, Cercis canadensis,* entre otras (Ángeles *et al.*, 2011).

Obtención de datos

La información de la estructura del dosel se obtuvo a partir de dos fuentes: 1) muestreo en campo en el que se midió el diámetro normal (DN), la altura total de los árboles (H), la altura del fuste limpio (h) y el diámetro de copa (DC). Estos datos alimentaron a modelos previamente ajustados para el cálculo de las variables de interés (volumen total maderable, biomasa aérea total y cobertura arbórea) y 2) a través de los datos generados por un sensor LiDAR.

Para la obtención de datos de campo se utilizó el diseño de muestreo sistemático por conglomerados utilizado por la Comisión Nacional Forestal (Conafor), el cual corresponde a una "Y invertida", integrada por 4 sitios de 400 m² (Conafor, 2010). En total se obtuvieron datos en 40 conglomerados de forma circular, abarcando una superficie de 1 ha cada uno de ellos. La distribución de 157 sitios de muestreo útiles se presenta en la figura 1.

La ubicación del centro de cada sitio fue georreferenciada usando un GPS Garmin GPSMAP® 62S, con el cual se obtuvieron promedios de mediciones para obtener una lectura lo más precisa posible. En los 157 sitios se midie-

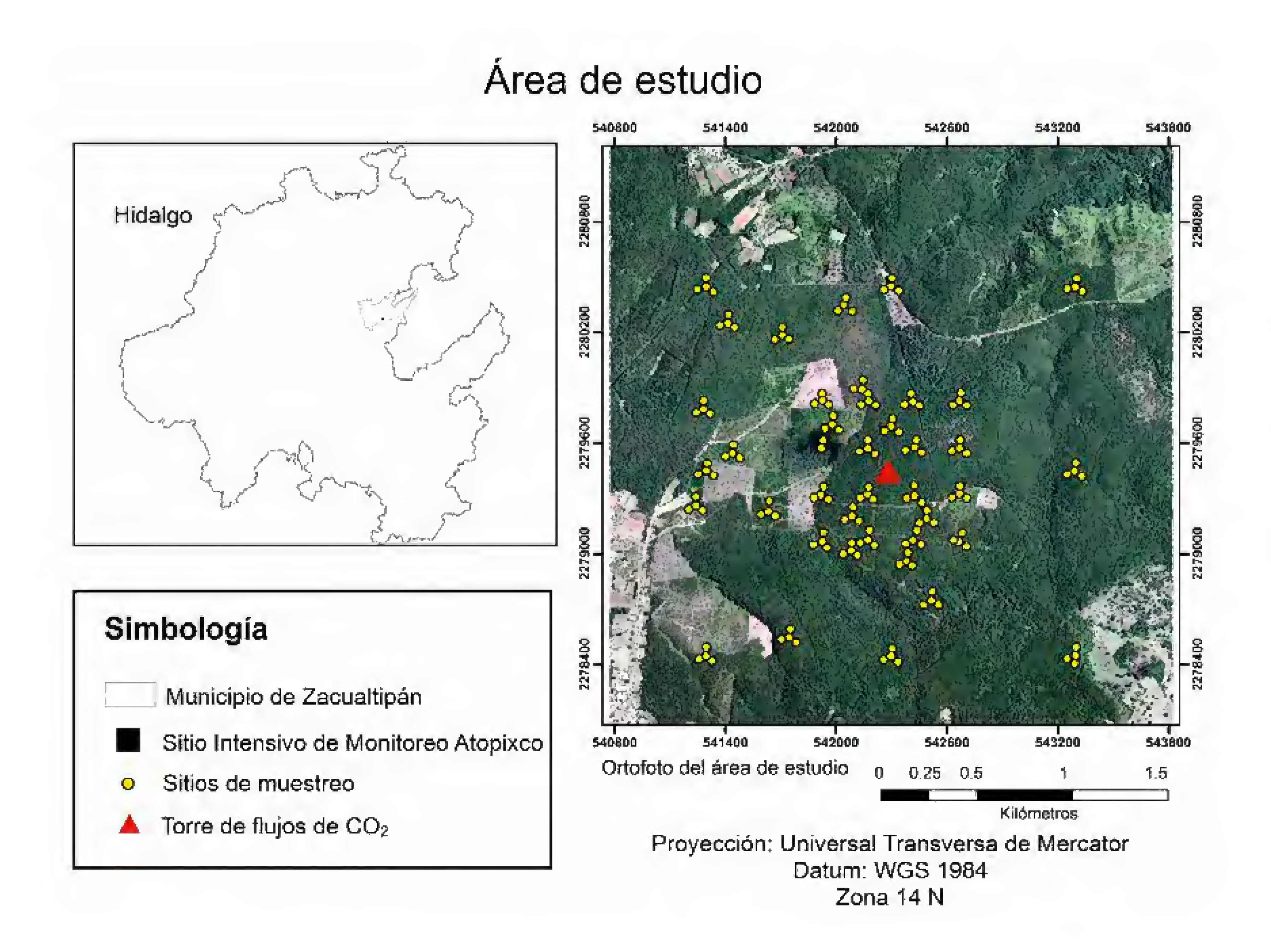


Figura 1. Ubicación del área de estudio en el Municipio de Zacualtipán, Hidalgo. Ubicación de la torre de flujos y puntos de muestreo en el Sitio Intensivo de Monitoreo de Flujos de CO_2.

ron los árboles con un diámetro normal mayor a 5 cm, su altura total con la ayuda del clinómetro Suunto y el diámetro de copa en sus dos ejes (norte - sur y este - oeste) con una cinta métrica.

Cálculo de variables dasométricas

El área basal (AB) para cada árbol se calculó con el diámetro normal empleando la fórmula: $AB = \frac{\pi}{40,000} x DN^2$ donde: AB se obtiene en m², DN es el diametro normal y π valor del número pi.

Para el cálculo de volumen y biomasa, se utilizaron los modelos desarrollados previamente en la zona de estudio y áreas aledañas. Para las latifoliadas: $V = 0.000082 * DN^{(1.785782)} * H^{(0.915827)}$ (Cruz, 2007); $BT = e^{-3.1094} * (DN^2 * H)^{0.9526}$ (Soriano-Luna *et al.*, 2015) y para *Pinus patula* $V = e^{-9.7688} * (DN^2 * H)^{0.9451}$ (Carrillo *et al.*, 2004); $BT = 5.339 + 0.027336 * DN_2 * H$ (Figueroa *et al.*, 2011). Donde: *V*: Volumen en m³, *BT*=Biomasa total en kg, *H*= Altura en m.

La cobertura arbórea de cada individuo se calculó mediante la fórmula: $COB = DC^2 x \frac{\pi}{4}$, donde: COB = Cobertura arbórea estimada (m²), *DC*= Diámetro de copa (m), lo demás ya se ha definido.

Las variables forestales de interés se calcularon primero a nivel de árbol individual, enseguida se sumaron todos los valores para obtener el área basal, el volumen, la biomasa total y la cobertura arbórea por sitio (400 m²). Finalmente, estos resultados se combinaron con las métricas de LiDAR calculadas para cada sitio.

Obtención de datos LiDAR

El vuelo para obtener los datos LiDAR se llevó a cabo durante el mes de mayo de 2012. El proveedor de estos utilizó un sistema LiDAR Riegl-VQ480 con las características siguientes: frecuencia de pulso de 200 Khz, ángulo de barrido ± 15°, sobreposición en las líneas de vuelo de 50%, altitud del vuelo de 397 m (1300 pies); generando una densidad de puntos de 5 por m². Los datos crudos de LiDAR fueron preprocesados por el proveedor empleando el software E3De de Excelis y DTMaster de la compañía Inpho.

Análisis de datos LiDAR

El manejo y procesamiento de los datos LiDAR se realizó en el paquete FUSION/*LVD* versión 3.21, un software libre desarrollado por Robert J. McGaughey del Pacific Northwest Research Station del Departamento Forestal de Estados Unidos (McGaughey, 2012). FUSION permite procesar datos vectoriales de LiDAR por medio de algoritmos orientados a mediciones forestales. Se obtuvieron una variedad de parámetros estadísticos que describen la nube de puntos, es decir, las métricas de LiDAR, mismas que se dividen en tres grupos: las descriptivas, los valores de percentiles de altura y las métricas relacionadas al dosel.

Análisis de correlación

Mediante un análisis de correlación de Pearson se estudiaron las correlaciones existentes entre las variables área basal, biomasa total, cobertura arbórea y volumen de madera comercial (variables respuesta) con cada una de las métricas de LiDAR (variables predictoras) a fin de conocer su comportamiento. Este análisis se implementó en el paquete estadístico SAS 9.0 (SAS Institute Inc., 2002) como primer filtro para identificar las variables predictoras relevantes, desechando aquellas que no aportaban información o que su correlación resultó muy baja.

Modelos de regresión

Una vez que las variables LiDAR de mayor correlación con las variables dasométricas de interés fueron identificadas, se probaron modelos lineales múltiples para estimar las últimas en función de las primeras. Asimismo, se probó el procedimiento de regresión *Stepwise* para definir el mejor modelo que estimara las variables forestales por sitio con la siguiente estructura:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + ... + \beta_k X_k + \varepsilon_i$$

Donde: Y = variable forestal de interés; X_k: métricas de LiDAR; β_k: Coeficientes de regresión, $\mathcal{E}_i$ = error.

También se analizaron "regresiones forzadas" incorporando a los modelos variables que definen por sí solas una característica notoria que describe la estructura tanto vertical como horizontal del dosel. Como indicadores de



bondad de ajuste de los modelos se utilizaron el coeficiente de determinación (R^2) y un valor de probabilidad de rechazo (*P*) menor al 0.05, para cada uno de los parámetros de los modelos. Para los modelos seleccionados se realizó un análisis de residuales, con el propósito de identificar evidencia de desviaciones de normalidad, falta de ajuste y/o heterocedasticidad, encontrándose evidencia ligera de la última para algunas de las variables incluidas en el modelo. La normalidad de los residuales sugirió la presencia de colas pesadas en los valores extremos del modelo (posibles puntos de influencia). No obstante, dado que los modelos presentaron una buena correlación y todos sus parámetros fueron altamente significativos, aunado a una distribución casi constante de los residuales respecto a la mayoría de las variables independientes, corregir por heterocedasticidad se consideró no relevante en este caso.

El cálculo del inventario a partir de los modelos ajustados incluyó la estimación de los límites de confianza al 95% para cada uno de los píxeles. De esta forma se pudo estimar un intervalo de confianza a nivel poblacional al promediar los intervalos superior e inferior en todos los pixeles estimados.

Con la finalidad de validar los modelos generados, las estimaciones obtenidas a través de los modelos se compararon con los valores medidos en campo para cada una de las variables de interés. El ajuste de modelos lineales a los datos predichos y observados es una forma de medir su capacidad predictiva, es decir, de medir cuanto las estimaciones predichas se asemejan a las estimaciones observadas en campo.

Estimadores de razón y regresión

La estimación de variables por medio de estimadores de razón y regresión requieren medir una variable auxiliar X que esté altamente correlacionada con la variable de interés Y. Generalmente la variable X es fácil de medir, mientras que la variable Y implica lo contrario. En trabajos que incluyen muestreo de variables a alto costo, es común usar información adicional proveniente de una variable fácil de medir para mejorar la precisión de las estimaciones a un bajo costo. Para este estudio, el estimador de razón utiliza un valor estimado de la proporción entre una variable auxiliar (métrica de LiDAR fácil de medir) y las variables dasométricas. Esta proporción se expresa como sigue (Scheaffer *et al.*, 1986):

$$\hat{R} = \frac{\sum_{i=1}^{n} VD}{\sum_{i=1}^{n} VL}$$

Donde: VD = Variable dasométrica de interés medida en campo en la *i*-ésima unidad muestral, VL = Variable LiDAR con alta correlación con las variable dasométrica en la *i*-ésima unidad muestral.

Para la estimación de la media poblacional del estimador de razón la expresión es:

$$\overline{VD}_{\hat{R}} = \hat{R} \; x \; \bar{X}$$

Siendo $\overline{X}$ la media poblacional de la variable LiDAR que se calculó mediante la ecuación:

$$\bar{X} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^{N} VL$$

Donde: *N* = tamaño de la población, lo demás ya se ha definido.

En el caso del estimador de regresión, la estimación de las variables dasométricas promedio es (Scheaffer *et al.*, 1986):

$$\overline{VD}_R = \overline{VD} + b\left(\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N} VL - \frac{1}{N}\sum_{i=1}^{n} VL\right)$$

Donde: *b* = tasa de cambio de la variable dasométrica respecto a la métrica de LiDAR de alta correlación (VL), $\overline{VD}$ = promedio de la variable dasométrica medida en campo, *n*=tamaño de la muestra, lo demás ya se ha definido.

Inventario tradicional

Para el cálculo del inventario tradicional se utilizaron los estimadores del muestreo aleatorio estratificado (Scheaffer *et al.*, 1986). Los estratos corresponden a la edad de los rodales presentes en el área de estudio. Cabe aclarar que se agruparon algunas edades (anualidades de corta),

debido a que en algunos casos solo se contaba con un sitio por estrato; esta agrupación tomó en cuenta una diferencia de edades no mayor a 2 años, además de que fueran áreas cercanas.

Generación de cartografía para las variables de interés

Una vez identificadas las métricas de LiDAR significativas para explicar las variables de interés (AB, *V*, *BT*, COB) mediante los modelos de regresión, estas se utilizaron para alimentar los modelos resultantes con mejor ajuste y con ello estimar el valor de la variable para cada píxel del área del estudio. Inicialmente las métricas LiDAR se convirtieron de formato ASCII (American Standard Code for Information Interchange) a formato raster para facilitar su manipulación en ArcGIS 9; se creó además una máscara para excluir del análisis las áreas urbanas y agrícolas. Posteriormente, los modelos seleccionados para estimar cada variable dasométrica se implementaron en la calculadora raster de ArcGIS 9 para obtener estimaciones a nivel píxel, generando así la cartografía de área basal, la biomasa aérea total, la cobertura arbórea y el volumen total para el área de estudio.

Resultados

Relación entre las variables forestales y métricas de LiDAR

Se encontraron correlaciones positivas entre las métricas de LiDAR y las variables forestales área basal, volumen total, biomasa aérea y cobertura arbórea. Por simplicidad, no todas las métricas se presentan en la tabla 1. A partir de esta información se eligieron las métricas de LiDAR que mejor predicen a las variables forestales de interés en el área de estudio (Tabla 2). El criterio para la selección de los modelos fue el coeficiente de determinación (R^2) y la significancia de los parámetros asociados a cada una de las variables involucradas.

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables forestales: área basal (m^2/sitio), volumen (m^3/sitio), biomasa (kg/sitio) y cobertura arbórea (m^2/sitio) con las métricas de LiDAR.

Métricas de LiDAR	Área basal	Biomasa aérea*	Cobertura arbórea*	Volumen total*
Conteo total de retornos sobre 1	0.71	0.65	0.58	0.65
Conteo del retorno 1 sobre la altura de 1	0.71	0.59	0.62	0.60
Conteo del retorno 2 sobre la altura de 1	0.66	0.66	0.49	0.65
Elevación del percentil 70	0.64	0.75	0.36	0.76
Elevación del percentil 75	0.64	0.75	0.38	0.76
Porcentaje de primeros retornos sobre 3	0.85	0.75	0.66	0.76
Porcentaje de todos los retornos sobre 3	0.83	0.75	0.69	0.74
Porcentaje de todos los retornos sobre la altura media	0.85	0.75	0.59	0.78
(Todos los retornos sobre la altura media) / (Total de primeros retornos) * 100	0.83	0.78	0.55	0.80
(Todos los retornos sobre 3) / (Total de primeros retornos) * 100	0.83	0.79	0.66	0.78
Índice de penetración del láser	0.78	0.68	0.71	0.67

* $P \leq 0.0001$

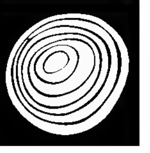


TABLA 2. Modelos de regresión lineal múltiple y variables seleccionadas para la estimación de variables forestales: área basal (m^2/sitio), biomasa (kg/sitio), cobertura arbórea (m^2/sitio) y volumen (m^3/sitio).

Modelo	R^2 ajustada	RMSE	Parámetros	Estimación	*(P)*
AB= A0+A1*Elevación media+A2*Elevación del percentil 70+A3*Porcentaje de todos los retornos sobre la media	0.77	0.21	A0	-0.16455	0.0069**
			A1	0.066837	0.0011**
			A2	-0.03704	0.0231*
			A3	0.022009	<.0001**
BIOM=A0+A1*((Todos los retornos sobre tres) / (Total de primeros retornos) * 100))+A2*Elevación del percentil 50+A3* Coeficiente de variación de intensidad	0.76	1340.08	A0	2832.088	0.0004**
			A1	39.51389	<0.0001**
			A2	224.1344	<0.0001**
			A3	-10921.2	<0.0001**
COB=A0+A1*índice de penetración láser+ A2*Desviación absoluta de la mediana	0.53	139.71	A0	-89.5733	0.0558*
			A1	911.8164	<0.0001**
			A2	22.47737	0.0136*
VOL=A0+A1*((Todos los retornos sobre la altura media) / (Total de primeros retornos) * 100))+A2* Elevación media cuadrática+A3*Coeficiente de variación de intensidad	0.79	2.07	A0	2.812044	0.0027**
			A1	0.109815	<0.0001**
			A2	0.404383	<0.0001**
			A3	-16.6025	<0.0001**

*≤0.05 Significativo, **≤0.01 Muy significativo.

La capacidad predictiva de los modelos elegidos se evaluó cuando se compararon con los valores obtenidos en campo. La figura 2 muestra que los modelos tienen una elevada precisión en las predicciones de área basal, biomasa aérea total y volumen total maderable, disminuyendo esta capacidad para el caso de la cobertura arbórea.

Estimación de las variables dasométricas mediante regresión lineal múltiple

Con las ecuaciones de regresión ajustadas para cada variable de interés, se predijeron valores para la totalidad del área (píxel por píxel) a partir de las métricas de LiDAR que resultaron significativas. Con esta información se generaron mapas que describen la variación espacial de las variables (Fig. 3, 4, 5 y 6). El inventario total para las variables AB, *BT* y *VOL* se calculó mediante la suma de los valores obtenidos en cada celda de resolución espacial de 400 m^2 (Tabla 3).

Estimación de las variables dasométricas mediante regresión no lineal

Al aplicar los modelos lineales resultantes para el cálculo de las variables de interés, se observó que se obtenían algunas estimaciones negativas. Para eliminar tal desventaja se ajustaron como modelos no lineales bajo la estructura del modelo Cobb-Webb. Los modelos resultantes fueron:

$$\mathrm{AB}=e^{(-4.06942)}*EM^{(1.062955)}*EP70^{(-0.68133)}*PTRSM^{(-0.882647)}$$

$$BIOM=e^{(2.166776)}*\mathrm{TRS3_TPR10\ 0}^{(0.719721)}*EP50^{(0.883867)}*CV_\mathrm{I}nt^{(-09.90)}$$

$$\mathrm{COB}=e^{(6.811036)}*IPL^{(1.306306)}*DAM^{(0.140579)}$$

$$VOL=e^{(-4.37924)}*\mathrm{TRSM_TPR10\ 0}^{(0.816008)}*EMC^{(0.915251)}*CV_\mathrm{I}nt^{(-0.84315)}$$

Donde: AB = área basal, *EM* = elevación media, *EP70* = elevación del percentil 70, *PTRSM* = porcentaje de todos los retornos sobre la media, *BIOM* = biomasa total, *TRS3_TPR100* =

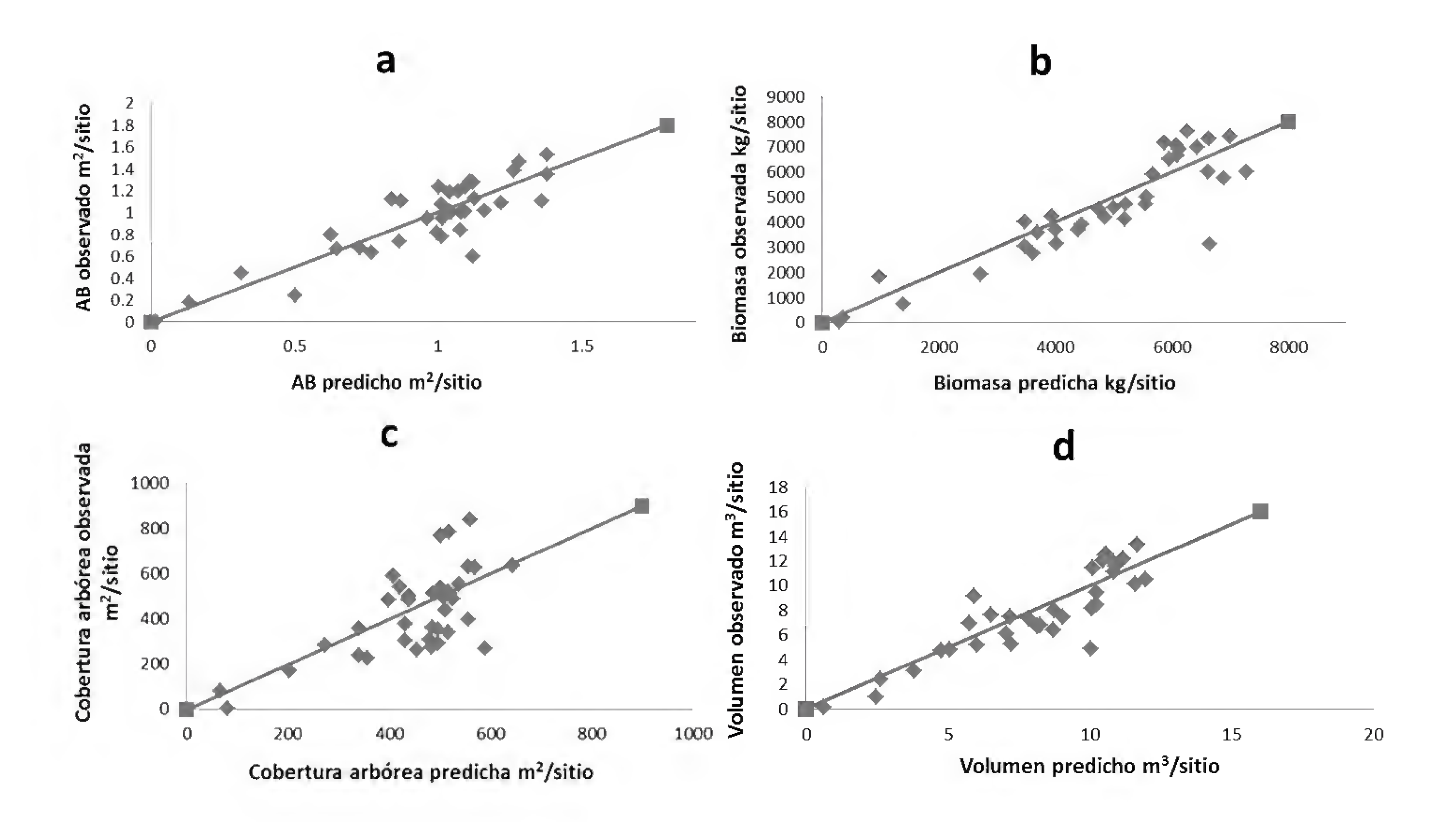


FIGURA 2. Observados *vs*. estimados de a) área basal (m^2/sitio), b) biomasa aérea total (kg/sitio), c) cobertura arbórea (m^2/sitio) y d) volumen total (m^3/sitio). La línea en todos los casos muestra la relación 1 a 1.

La pseudo r^2 es de 0.84, 0.85, 0.57 y 0.85 respectivamente.

(Todos los retornos sobre tres / Total de primeros retornos) * 100, *EP50* = elevación del percentil 50, *CV_Int* = coeficiente de variación de intensidad. COB = cobertura arbórea, *IPL* = índice de penetración láser, *DAM* = desviación absoluta de la mediana, *VOL* = volumen total, *TRSM_TPR100* = (Todos los retornos sobre la altura media / Total de primeros retornos) * 100, *EMC* = elevación media cuadrática.

De forma similar a lo indicado para los modelos lineales, se calculó el inventario total para las cuatro variables de interés.

Estimación de las variables dasométricas mediante estimadores de razón y regresión

Las métricas LiDAR que presentaron el mayor valor de correlación para cada una de las variables de interés (Fig. 7), se utilizaron como variables auxiliares para determinar un estimador de razón y uno de regresión como una forma alternativa de calcular el inventario total de cada variable en el área de estudio.

Se observaron similitudes en los dos métodos con respecto a las medias estimadas para cada variable y al porcentaje de precisión, por lo que una característica a tomar en cuenta para la elección del método más preciso es con base en el patrón de los datos. De esta manera, y considerando que la dispersión de los datos pasa cerca del origen, se eligió a los estimadores de razón para la comparación de resultados.

En la tabla 3 se concentran las estimaciones totales (inventario para el área de estudio) de área basal, biomasa aérea total, cobertura arbórea y volumen total maderable obtenidas mediante los cuatro métodos empleados.

Discusión

Relación entre las variables dasométricas y métricas de LiDAR

Las correlaciones positivas que se encontraron para las métricas de LiDAR y las variables forestales de interés

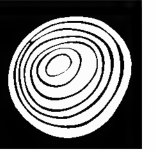


Tabla 3. Comparación del inventario tradicional versus los diferentes métodos para la estimación total de área basal (m²), biomasa (Mg), cobertura arbórea (%) y volumen (m³).

Con excepción de la cobertura arbórea, los valores corresponden a las 913 ha del área de estudio. Dividir los valores entre 913 para obtener los valores medios por ha –excepto para cobertura.

	Inventario tradicional	Regresión lineal	Regresión no lineal	Estimador de razón	Tasa de cambio* entre el inventario tradicional y los otros métodos		
	I	II	III	IV	I vs II	I vs III	I vs IV
IC-	19 129.25	19 745.89		20 028.80			
Área basal (m²)	20 787.40	21 017.48	21 600.11	20 841.92	1.11	3.91	0.26
IC+	22 445.55	23 256.59		21 655.04			
Precisión (%)	8.08%	8.41%		3.91%			
IC-	93 426.73	107 258.66		97 549.37			
Biomasa aérea (Mg)	104 037.86	117 608.97	115 711.56	103 493.04	13.04	11.22	-0.52
IC+	114 648.99	128 554.46		109 436.72			
Precisión (%)	10.33%	9.06%		5.76%			
IC-	119.95	100.5		98.01			
Cobertura arbórea (%)	131.54	111.7	112.01	103.80	-15.08	-14.85	-21.09
IC+	143.14	123.5		109.58			
Precisión (%)	8.93%	10.28%		5.61%			
IC-	147 780.10	170 239.21		148 015.50			
Volumen (m³)	163 436.48	185 993.30	187 383.66	157 660.63	13.80	14.65	-3.53
IC+	179 092.86	202 495.19		167 305.75			
Precisión (%)	9.70%	8.64%		6.14%			

IC: Intervalo de confianza al 95%. Debido a que en el método de regresión no lineal no se obtuvieron los intervalos de confianza por píxel, tampoco se calculó el porcentaje de precisión.
* La tasa de cambio se calculó mediante la diferencia de los métodos con respecto al inventario tradicional, esto multiplicado por 100 y dividido entre el valor del inventario tradicional para cada variable de interés.

coinciden con el trabajo publicado por Means (1999) y Persson *et al.* (2002), quienes indican que existe una fuerte correlación entre el área basal y la altura derivada por el sensor láser. Lo anterior es también apoyado por otros estudios que indican que la altura media del arbolado, el área basal y el volumen maderable pueden ser relacionados empíricamente con la distribución de altura del dosel, derivado de las mediciones de LiDAR y también con la proporción de los retornos láser reflejados en la vegetación a partir del total de pulsos emitidos (Næsset, 2002; Holmgren, 2004; Hawbaker *et al.*, 2010).

Modelos de regresión lineal

En general, para los modelos de área basal, biomasa aérea y volumen total maderable, las variables predictoras relevantes son aquellas que describen la estructura vertical del dosel, específicamente el valor de algún percentil de altura del arbolado (0-99) (Næsset, 2004; Mora *et al.*, 2013). Holmgren (2004) estimó el área basal y el volumen maderable empleando el percentil de altura 90 y una proporción de la vegetación (una métrica relacionada con la cobertura del dosel) para ambos parámetros en un bosque de *Picea abies* (L.) Karst y *Pinus sylvestris* L. al suroeste de Suecia.

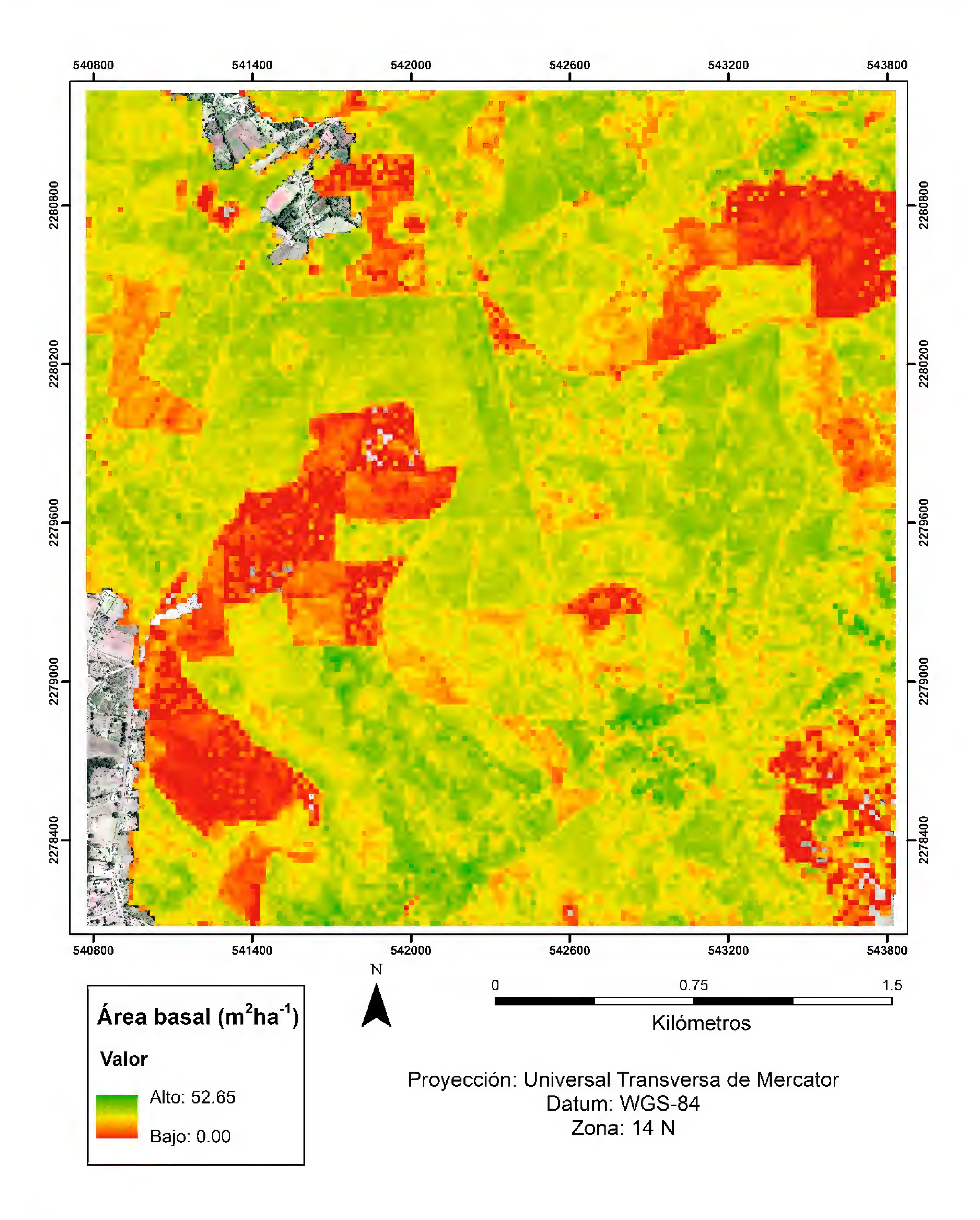


FIGURA 3. Representación cartográfica del área basal ($m^2\ ha^{-1}$) en el área de estudio.



540800 541400 542000 542600 543200 543800

2280800 2280200 2279600 2279000 2278400

540800 541400 542000 542600 543200 543800

N

0 0.75 1.5

Kilómetros

Biomasa aérea (Mg ha^{-1})

Valor

Alto: 285.77

Bajo: 0.00

Proyección: Universal Transversa de Mercator
Datum: WGS-84
Zona: 14 N

FIGURA 4. Representación cartográfica de la biomasa total (Mg ha^{-1}) en el área de estudio.

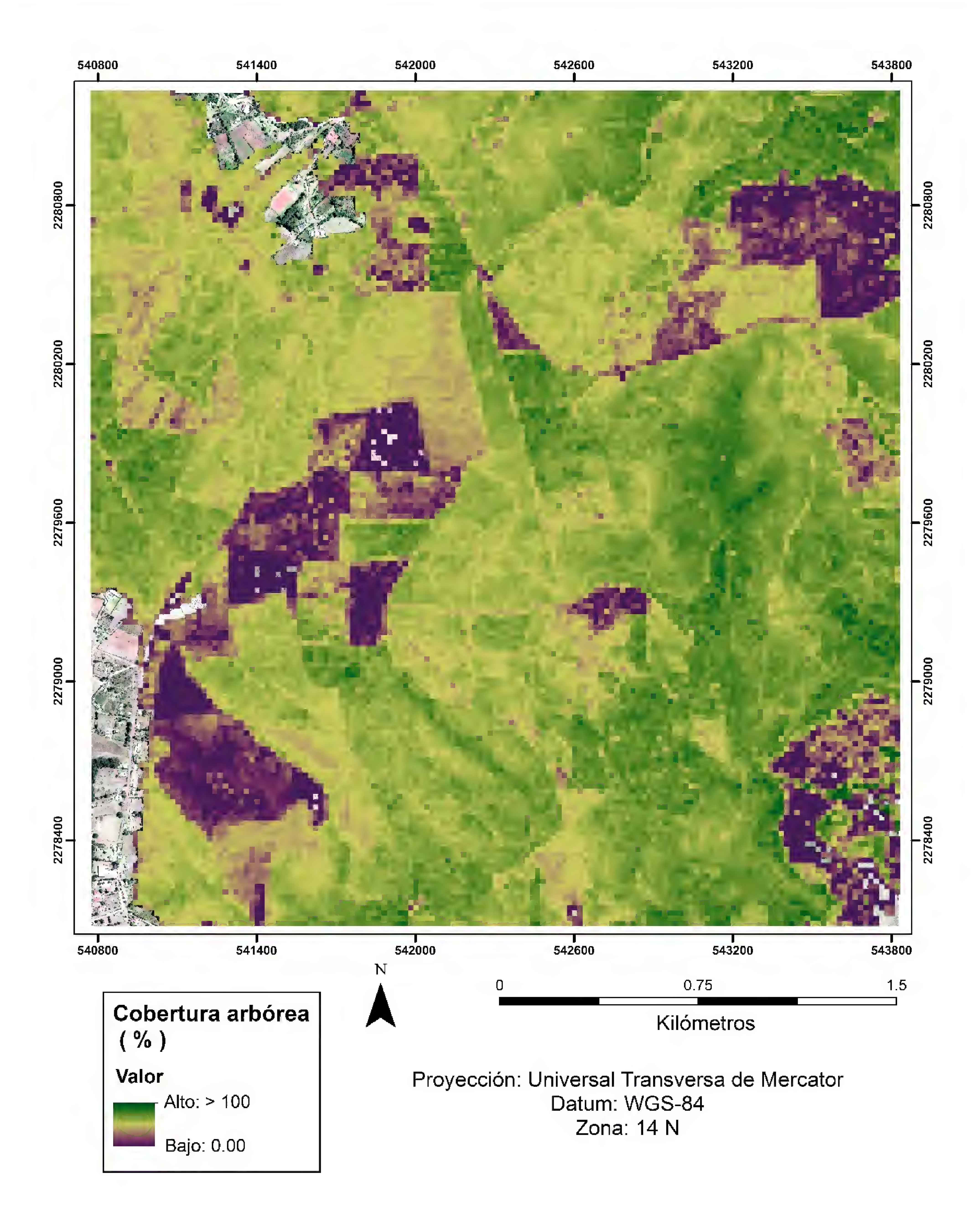
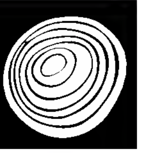


Figura 5. Representación cartográfica de la cobertura arbórea (%) en el área de estudio.



540800 541400 542000 542600 543200 543800

2280800 2280200 2279600 2279000 2278400

N

0 0.75 1.5

Kilómetros

Volumen total ($m^3 ha^{-1}$)

Valor

Alto: 501.42

Bajo: 0.00

Proyección: Universal Transversa de Mercator
Datum: WGS-84
Zona: 14 N

FIGURA 6. Representación cartográfica del volumen (m^3 ha^{-1}) en el área de estudio.

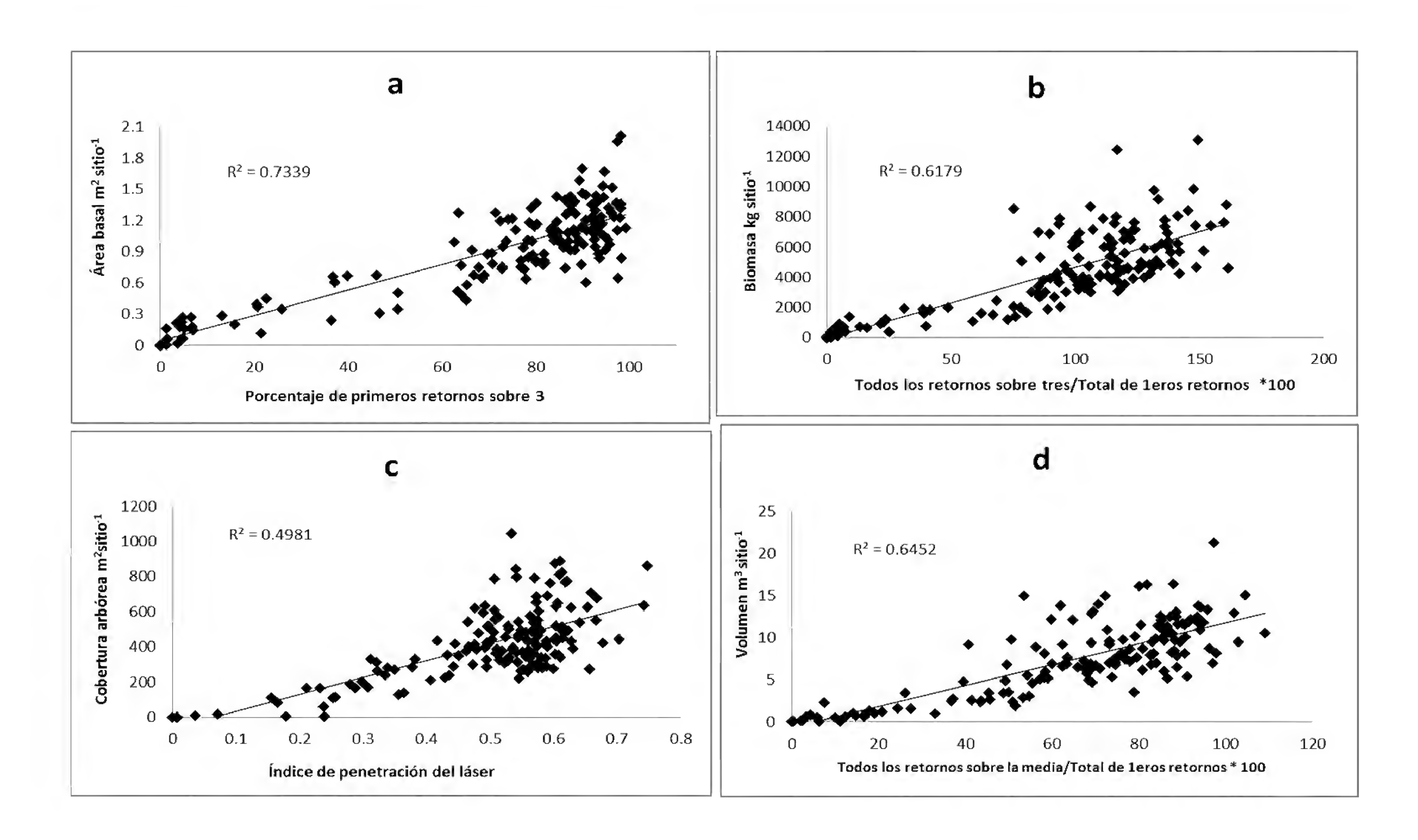


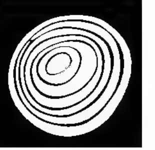
FIGURA 7. Métricas de LiDAR más altamente correlacionadas con las variables de interés: a) área basal con porcentaje de los primeros retornos sobre tres metros); b) biomasa aérea con todos los retornos sobre tres entre el total de primeros retornos por 100; c) cobertura arbórea e índice de penetración láser y d) volumen total maderable con todos los retornos sobre la altura media entre el total de primeros retornos por 100.

La elevación media de los retornos correspondientes a la vegetación resultó una variable adecuada para predecir el área basal, lo cual coincide con estudios previos para bosques de coníferas maduros y viejos en un bosque experimental en Oregon, EUA, donde encontraron un modelo que emplea la altura media para predecir área basal con una R^2 de 0.88 (Means *et al.*, 1999).

La predicción generalmente mejora cuando se incluye en los modelos una métrica relacionada con los retornos provenientes del dosel (Means *et al.*, 1999) debido a que es una medida de la cantidad de follaje. Lo anterior ayuda a identificar las parcelas con mayor cantidad de área basal; lo que concuerda con las aseveraciones de Popescu (2007). Dicha tendencia se encontró en el modelo de este estudio, al incluir una métrica relacionada con las tasas de retorno del dosel.

El modelo de biomasa generado incluye tres métricas, una de ellas corresponde a la elevación del percentil 50 (P50, correspondiente a los retornos del arbolado). Una situación similar fue hallada por Lim y Treitz (2004) al ajustar modelos para biomasa aérea total y por componentes para bosques de *Acer saccharum* Marsh y *Betula alleghaniensis* Britton. Estos autores lograron explicar de 0.86 a 0.89 de la variabilidad (R^2). En otro estudio desarrollado por Bortolot y Wynne (2005) se utilizó solo esta variable (P50) para predecir biomasa total en plantaciones de *Pinus taeda* localizadas en Virginia, Estados Unidos, con valores de R^2 que variaron de 0.50 a 0.53.

La variación espacial es coincidente en todas las variables evaluadas, es decir, en las áreas donde se registran los valores más altos de área basal (Fig. 3) también se



encuentran los valores más altos de biomasa aérea (Fig. 4), cobertura arbórea (Fig. 5) y volumen total (Fig. 6). De forma similar puede constatarse la coincidencia de valores mínimos o nulos para las variables de interés con áreas donde recientemente se ha realizado extracción maderable o donde la densidad de la vegetación es baja.

Modelos de regresión no lineal

Los modelos de regresión no lineal ajustados para estimar el área basal y la cobertura arbórea no mejoraron sustancialmente la explicación de la variabilidad en comparación con los modelos lineales. Los valores de R^2 pasaron de 0.77 a 0.78 para el caso del área basal y para cobertura arbórea la R^2 disminuyó de 0.53 a 0.51. Por lo que sería necesario explorar otras estructuras que se ajusten mejor a la distribución de los datos, e incluso otras relaciones con las métricas LiDAR que predigan con mejores resultados a estas variables.

En cuanto a biomasa total, el modelo no lineal mejoró notablemente el valor de la R^2 (de 0.76 a 0.81), eliminando además la estimación de valores negativos. A pesar del incremento en la R^2, se notó una falta de ajuste al graficar los residuales del modelo (gráfica no mostrada), por lo que particularmente para la biomasa se sugiere probar algunos modelos de crecimiento como la ecuación exponencial de Chapman-Richards o el modelo de Schumacher. Este tipo de ecuaciones son especiales para modelar fenómenos biológicos, dada su naturaleza asintótica (Aguirre, 2011).

El modelo no lineal para estimar volumen explicó la variabilidad en 84% (la R^2 aumentó de 0.79 a 0.84), en este modelo se observó que las variables son más o menos complementarias, esto quiere decir que no existe alta colinealidad. Este modelo fue el único que funcionó mejor en comparación con su contraparte lineal, ya que no presentó falta de ajuste y eliminó la estimación de valores negativos.

Comparación de las estimaciones obtenidas por regresión lineal, no lineal y estimador de razón *versus* el inventario tradicional

Las estimaciones totales de área basal, biomasa aérea y volumen total por medio de regresión lineal y no lineal son optimistas respecto a las estimaciones mediante el inventario tradicional (Tabla 3). En el caso del estimador de razón las estimaciones son conservadoras para la biomasa y el volumen, mientras que para el área basal son ligeramente optimistas.

Mención aparte merecen las estimaciones de cobertura arbórea. Sin distinción del método de estimación, los resultados obtenidos son muy conservadores con respecto al inventario tradicional (15% - 20% menos); adicionalmente, las estimaciones están fuera del intervalo de confianza definido para el inventario tradicional. La subestimación de cobertura podría explicarse por la forma como esta se midió en campo, generando valores de cobertura traslapada. Contrariamente, la cobertura calculada mediante métodos de teledetección corresponde a la suma simple de las áreas de las copas vistas desde arriba del dosel forestal sin considerar la cobertura sobrepuesta o traslapada (Muñoz *et al.*, 2014). Sin duda la estimación de esta variable mediante datos de sensores remotos amerita mayor estudio.

Las estimaciones realizadas a través del estimador de razón fueron las más similares a los resultados de los estimadores puntuales (Tabla 3). Estas difieren mínimamente de lo estimado por el inventario tradicional: 0.26% para el área basal (20 841 m^2), -0.52% (103 493 Mg) y -3.53% (157 660 m^3) para biomasa total y volumen maderable respectivamente. Para la cobertura arbórea se tiene una subestimación de -21.09%, la mayor diferencia porcentual entre los estimadores probados para esta variable.

El método de regresión lineal fue el segundo más similar al inventario tradicional con 1.11% para el área basal (21 017 m^2), -15.08% (111%) para la cobertura arbórea y 13.80% (185 993 m^3) para el volumen. En el caso de la biomasa aérea, las estimaciones mediante regresión no lineal arrojaron los siguientes valores más cercanos con una diferencia porcentual de 11.22% (115 711 Mg).

Cabe resaltar que, con independencia del método, las estimaciones de cobertura arbórea sobrepasan 98%, indicando que estos bosques son muy densos y que siendo manejados para producción de madera de aserrío requieren un manejo más agresivo de su densidad. Los resulta-

dos son similares a lo descrito por Aguirre (2011), quien indica que para los rodales más viejos y algunos jóvenes (8 años a 11 años) la cobertura sobrepasa 80%, concluyendo que la falta de aclareos en edades jóvenes y en rodales no intervenidos produce estos valores extremos de cobertura.

Los estimadores de razón y regresión permiten calcular las existencias totales en una forma más sencilla, ya que solo se requiere contar con las métricas con mayor correlación y, a partir de esto, obtener los parámetros de interés.

Los resultados obtenidos por los procedimientos de ajuste de modelos de regresión lineal y no lineal reflejan una elevada precisión en las predicciones obtenidas para el área completa de estudio; no obstante, es necesario seguir explorando nuevas estructuras y aumentar la cantidad de datos de campo para evitar estimaciones negativas o la falta de ajuste de algunos modelos.

Existen diversas explicaciones para entender las diferencias entre las estimaciones, aparte de lo que se ha comentado; un aspecto importante y en el cual hay que hacer hincapié es la georreferenciación de las parcelas con una precisión menor a 1 m, como lo indican Laes *et al.* (2011) y Howbaker (2010) donde la precisión en la georreferenciación fue de 0.57 m; ya que de esto dependerá que se relacionen adecuadamente y de forma más estrecha las características estructurales de campo y lo captado por el sensor.

Conclusiones

La estimación de variables dasométricas como el área basal, la biomasa aérea total, la cobertura arbórea y el volumen total maderable, se pueden generar a partir de datos LiDAR con buena precisión y con la ventaja de crear mapas que exponen la variabilidad espacial para cada una de las variables.

Las estimaciones totales obtenidas mediante el método de estimadores de razón se consideran muy adecuadas, ya que los valores se encuentran dentro del intervalo de confianza estimado mediante la metodología asociada a un inventario forestal tradicional.

La información generada a partir de los datos LiDAR es una opción más para el monitoreo de los recursos forestales a una escala espacial pequeña y en un periodo de tiempo corto, a fin de medir y cuantificar el estado y desarrollo de los bosques, así como la cantidad de madera y biomasa existente.

A medida que en México estén disponibles más datos de sensores activos como LiDAR, será posible generar y mejorar las estimaciones de las variables dasométricas más comunes, e incluso hacer trabajos para obtener otras variables como índices de área foliar o la clasificación de especies, apoyándose también en información 2D como las imágenes satelitales para mejorar aún más la precisión.

Los resultados obtenidos aportan información valiosa que puede ser empleada en el desarrollo de nuevos modelos, con mejorada precisión para la estimación de los parámetros forestales de interés en una escala a nivel regional.

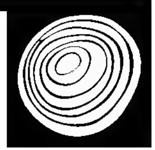
Aún es necesario hacer uso de datos de campo para validar los modelos, sin embargo, esta etapa ya no tiene que ser tan exhaustiva puesto que ahora se cuenta con información tridimensional que permite monitorear la totalidad del área de interés, lo que permite minimizar el tiempo y costo que se invierte en la medición de variables en campo.

Reconocimientos

Agradecemos el apoyo valioso para la realización de esta investigación de la Oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de EEUU a través del Northern Research Station y del Programa de Paisajes Sustentables de la Agencia para el Desarrollo Internacional de EEUU. De igual manera agradecemos al “Proyecto Fortalecimiento REDD+ y Cooperación Sur-Sur, México-Noruega” quienes financiaron parte del trabajo de campo.

Referencias

Aguirre S., C.A., J.R. Valdez L., G. Ángeles P., H.M. De los Santos P. y A.I. Aguirre S. 2011. Mapeo de índice de área foliar y cobertura arbórea mediante fotografía hemisférica y datos SPOT HRG: Regresión y k-nn. *Agrociencia* 45(1):105-119.



Aguirre S., C.A., E.J. Treviño G., O.A. Aguirre C., J. Jiménez P., M.A. González T., J.R. Valdez L., G. Sánchez D., R. Haapanen, A.I. Aguirre S. y L. Miranda A. 2014. Mapping aboveground biomass by integrating geospatial and forest inventory data through a k-nearest neighbor strategy in North Central Mexico. *Journal of Arid Land* 6(1):80–96.

Ángeles P., G., C. Wayson, R. Birdsey, R. Valdez L., H. De los Santos P. y O. Plascencia E. 2011. Sitio intensivo de monitoreo de flujos de CO_2 a largo plazo en bosques bajo manejo en el centro de México. *In*: Memorias III Simposio Internacional del Carbono en México. 12 al 14 de octubre. México. Resumen No. 5.4.

Bortolot, J.Z. y R.H. Wynne. 2005. Estimating forest biomass using small footprint LiDAR data: An individual tree-based approach that incorporates training data. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 59(6):342-360.

Carrillo A., F., M. Acosta M. y G. Tenorio G. 2004. Tabla de volumen para *Pinus patula* Schl. et Cham. en el Estado de Hidalgo. Folleto Técnico No. 2. Inifap Sagarpa.16 p.

Conafor (Comisión Nacional Forestal). 2010. Inventario Nacional Forestal y de Suelos, manual y procedimientos para el muestreo de campo, remuestreo 2010. Zapopan, Jalisco, México. 140 p.

Cruz M., Z. 2007. Sistema de ecuaciones para estimación y partición de biomasa aérea en Atopixco, Zacualtipán, Hidalgo, México. Tesis de Maestría en Ciencias. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. 39 p.

Cruz-Leyva, I.A., J.R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez y H.M. de los Santos-Posadas. 2010. Modelación espacial de área basal y volumen de madera en bosques manejados de *Pinus patula* y *P. teocote* en el ejido Atopixco, Hidalgo. *Madera y Bosques* 16(3):75-97.

Dubayah, R.O. y J.B. Drake. 2000. LiDAR remote sensing for forestry. *Journal of Forestry* 98(6):44-46.

Figueroa N., C.M., G. Ángeles P., A. Velázquez M. y H.M. De los Santos P. 2011. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. *et* Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1):105-112.

Hall, S.A., I.C. Burke, D.O. Box, M.R. Kaufmann y J.M. Stoker. 2005. Estimating stand structure using discrete-return LiDAR: an example from low density, fire prone ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management* 208(1-3):189-209.

Hawbaker, T.J., T. Gobakken, A. Lesak, E. Tromborg, K. Contrucci y V. Radeloff. 2010. Light Detection and Ranging-based measures of mixed hardwood forest structure. *Forest Science* 56(3):313-326.

Lim, K. y P. Treitz. 2004. Estimation of above ground forest biomass from airborne discrete return laser scanner data using canopy-based quantile estimators. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19(6):558-570.

Holmgren, J. 2004. Prediction of tree height, basal area and stem volume in forest stands using airborne laser scanning. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19(6):543-553.

Hudak, A.T., J.S. Evans y A.M.S. Smith. 2009. LiDAR Utility for natural resource managers. *Remote Sensing* 1:934-951.

Laes, D., S.T. Reutebunch, R. McGaughey y B. Mitchell. 2011. Guidelines to estimate forest inventory parameters from LiDAR and field plot data. Forest Service. Pacific Northwest Research Station. United States Department of Agriculture. 21 p.

Martínez M., M.A. 2004. Nuevos registros de aves en el bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Huitzil* 5(2):12-19.

Means, J.E., S.A. Acker, D.J. Harding, J.B. Blair, M.A. Lefsky, W.B. Cohen, M.E. Harmon y W.A. McKee. 1999. Use of large-footprint scanning airborne LiDAR to estimate forest stand characteristics in the western Cascades of Oregon. *Remote Sensing of Environment* 67(3):298-308.

McGaughey, R.J. 2012. FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization. Forest Service. Pacific Northwest Research Station. United States Department of Agriculture. 171 p.

Mora, B., M.A. Wulder, J.C. White y G. Hobart. 2013. Modeling stand height, volume, and biomass from very high spatial resolution satellite imagery and samples of airborne LiDAR. *Remote Sensing* 5:2308-2326.

Muñoz-Ruiz, M.A., J.R. Valdez-Lazalde, H.M. De los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, A.I. Monterroso-Rivas. 2014. Inventario y mapeo del bosque templado de Hidalgo, México mediante datos del satélite SPOT y de campo. *Agrociencia 48:847-862*.

Næsset E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote sensing of environment* 80(1):88-99.

Næsset, E. 2004. Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19(2):164-179.

Navarro C., R.M., M. Sánchez, J. Gómez, A. García, R. Hernández y S. Lanjeri. 2010. Aplicación de imágenes LiDAR para la estimación del índice de superficie foliar (LAI) en encinas [*Quercus ilex* L. subsp. ballota (Desf.) Samp]. *Forest Systems* 19(1)61-69.

Persson, A., J. Holmgren y U. Söerman. 2002. Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 68(9):925–32.

Popescu, S.C. 2007. Estimating biomass of individual pine trees using airborne LiDAR. *Biomass and Bioenergy* 31(9):646-655.

Soriano-Luna, M.A., G. Ángeles-Pérez, T. Martínez-Trinidad, F.O. Plascencia-Escalante y R. Razo-Zárate. 2015. Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia* 49:423-438.

Van Aardt, J., R. Wynne y J. Scrivani. 2008. LiDAR-based mapping of forest volume and biomass by taxonomic group using structurally homogenous segments. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 74(8):1033–1044.

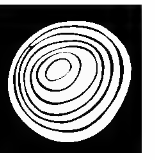
SAS, Institute Inc. 2002. SAS/IML Users guide, Version 9.0. Cary, N.C. SAS Institute Inc. 1031 p.

Scheaffer, L.R., W. Mendenhall y L. Ott. 1986. Elementary survey sampling. PWS Publishers. EUA. 320 p.

Valdez L., J.R. y C.A. Aguirre S. 2013. Active microwave remote sensing for forest resources management: current use in the world and potential use in Mexico. *In*: Aplicaciones de geomática en la región central de México. M. Escalona M., Y. Fernández-Ordoñez y M.J. Jiménez-Moreno, eds. Colegio de Postgraduados. p:155-178.

Manuscrito recibido el 21 de febrero de 2014.
Aceptado el 30 de septiembre de 2015.

Este documento se debe citar como:
Ortiz-Reyes, A.D., J.R. Valdez-Lazalde, H.M. De los Santos-Posadas, G. Ángeles-Pérez, F. Paz-Pellat y T. Martínez-Trinidad. 2015. Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y Bosques* 21(3):111-128.



Inoculación *in situ* de *Morchella*: primer registro de su obtención en México

Morchella inoculation *in situ*: first record in México

Gerardo Alvarado-Castillo[1], Griselda Benítez-Badillo[2] y Gerardo Mata[3*]

[1] Facultad de Ciencias Agrícolas. Posgrado en Ciencias Agropecuarias. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.

[2] Red Ambiente y Sustentabilidad. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.

[3] Red Manejo Biotecnológico de Recursos. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México.

*Autor para correspondencia. gerardo.mata@inecol.mx

Resumen

Se documenta el primer caso de obtención de *Morchella* en México, por medio de su inoculación *in situ*. Este hongo es económicamente importante por su alta demanda en el mercado nacional e internacional, pero a pesar de que se han generado patentes para su producción comercial, su obtención aún depende básicamente de su recolección en campo, lo cual tiene repercusiones en el hábitat y ciclo de vida de la especie. Se realizó un experimento en laboratorio para evaluar el crecimiento micelial de dos especies de *Morchella* en cuatro tipos de granos (maíz, avena, trigo y centeno), para determinar cuál es el más apropiado como agente inoculante. Las cepas utilizadas fueron: *M. esculenta* (IE-750) y *M. conica* (IE-815, IE-817, IE-816 y IE-814), de las cuales el mejor tratamiento fue IE-817 en centeno, el cual posteriormente fue inoculado en el suelo de un predio ubicado en un bosque mesófilo de montaña perturbado (con predominancia de especies del género *Inga*, *Liquidambar* y *Sambucus*). Como resultado se consiguieron tres periodos de fructificación entre el año 2009 y 2011. Esto indica la posibilidad de obtención de este hongo, a través de estrategias de producción *in situ*, lo cual impulsaría un nuevo enfoque para su producción bajo un esquema de micosilvicultura.

Palabras clave: cultivo *in situ*, esclerocios, inoculación, micosilvicultura.

Abstract

The first case of obtaining *Morchella* in Mexico by inoculation *in situ* is presented. This mushroom is economically important for its high demand in the domestic and international market, but despite the fact that some patents for commercial production have been generated; their production still depends essentially on field harvesting. An experiment was conducted in the laboratory to evaluate the mycelial growth of two species of *Morchella* in four types of grains (corn, oats, wheat and rye), to determine which is the most appropriate inoculant agent. The strains used were: *M. esculenta* (IE-750) and *M. conica* (IE-815, 817-IE, IE-816 and IE-814), of which the best treatment was IE-817 in rye, which was subsequently injected into the soil of a piece of land located in a cloud forest mountain disturbed (with predominance of species of the genus *Inga*, *Liquidambar*, and *Sambucus*). As a result three fruiting periods were obtained between in 2009 and 2011. This indicates the possibility of obtaining this mushroom through production strategies *in situ*, which would trigger a new approach to production under a mycosilviculture scheme.

Keywords: *in situ* cultivation, sclerotia, inoculation, mycosilviculture.

Introducción

El aprovechamiento forestal usualmente se ha centrado en la producción de madera, sin embargo, los altos costos de producción, la globalización (competencia con las importaciones) y las preocupaciones públicas para la protección del ecosistema (Martínez de Aragón *et al.*, 2011) hacen necesario un nuevo enfoque de manejo del bosque. Este esquema debe ser multifuncional y sostenible de tal manera que integre funciones productivas, ecológicas y sociales. En este sentido la micosilvicultura, busca inte-

grar la producción de madera y hongos, aprovechando la sinergia entre estos dos elementos (Bonet *et al.*, 2010).

Este esquema productivo se basa en que gran parte de los hongos silvestres comestibles, mantienen una relación benéfica con los arboles del bosque, contribuyendo a su nutrición (mineralización, inmovilización, óxido-reducción, volatilización, fijación, precipitación y solubilización de nutrientes), favorecen el equilibrio de los ciclos biogeoquímicos (Savoie y Largeteau, 2011; Martínez-Peña *et al.*, 2012), forman parte de la cadena trófica y colaboran a la salud del sistema forestal (Montoya y Orrego, 2012). A su vez la productividad de los hongos depende del sistema forestal y del ambiente ecológico (comunidad vegetal, clima, suelo, desarrollo de árbol, etc.), de tal manera que el manejo forestal puede favorecer la obtención de ambos productos y contribuir a la resiliencia de los bosques (Savoie y Largeteau, 2011).

Adicionalmente, la recolección de hongos ha demostrado una rentabilidad igual o mayor (hasta 60% más) que la producción maderable (Bonet *et al.*, 2010, 2012; Martínez de Aragón *et al.*, 2011) y la creciente demanda de estos productos forestales no maderables (PFNM) por sus propiedades nutracéuticas, han aumentado la importancia relativa de los hongos en el bosque. No obstante, en algunos casos, la falta de orientación técnica y científica en el aprovechamiento, aumenta la probabilidad de sobreexplotación o extinción de las especies tradicionales más conocidas, tal es el caso de los ascomicetos del género *Morchella*.

Estos hongos tienen un alto valor comercial a nivel nacional e internacional (Masaphy, 2005), por lo cual se han realizado numerosos intentos para cultivarlos artificialmente. A pesar de la generación de dos patentes (Ower, 1982; Ower *et al.*, 1986, 1988) aún existen dificultades para producirlo de forma masiva (Masaphy, 2005) pues en la práctica hay una serie de limitantes que no han podido superarse, tales como la nula y baja productividad, aborto de primordios y malformación de ascocarpos (Molina *et al.*, 1993; Barnes y Wilson, 1998; Stott y Mohammed, 2004).

A la fecha, el conocimiento generado no permite el cultivo de este hongo bajo condiciones controladas, por lo que su aprovechamiento se restringe a la recolección de sus poblaciones naturales, la cual generalmente es realizada de forma desigual y desordenada, provocando impactos tales como la perturbación excesiva del hábitat, compactación del suelo (Martínez de Aragón *et al.*, 2011), interrupción del ciclo biológico de algunas especies, fluctuación y disminución de su abundancia y erosión genética (Tacón y Palma, 2006; Pilz *et al.*, 2007), que no solo interfieren en el desarrollo de este hongo, sino además en el importante papel que juegan en la salud forestal (Bonet *et al.*, 2012; Montoya y Orrego, 2012).

La escasez, estacionalidad y los altos precios que alcanzan estos hongos, generan una alta presión extractiva sobre sus poblaciones naturales, por lo que las seis especies que existen en México se encuentran catalogadas como amenazadas en la norma de protección NOM-059-Semarnat-2010 (Semarnat, 2010). Ante este panorama, las opciones posibles hoy en día para el aprovechamiento racional de este y otros hongos silvestres comestibles son: el manejo y gestión de las poblaciones naturales bajo un esquema de micosilvicultura y el desarrollo de técnicas para su domesticación y producción comercial.

En ambos casos, las prácticas de micorrización controlada, la inoculación *in situ* y prácticas de manejo forestal (raleo, aclareo y podas), pueden ofrecer un avance prometedor para la obtención de estos y otros hongos (Bonet *et al.*, 2012). Estas prácticas pueden conducir a un nuevo enfoque de conservación y aprovechamiento sostenible, constituyendo una respuesta ante el estado de vulnerabilidad de muchas especies en su medio natural (Ruiz *et al.*, 2004; Andrade *et al.*, 2012). Al respecto se presentan los resultados de la inoculación *in situ* de *Morchella* spp. y su potencial como práctica en la micosilvicultura.

Objetivos

Evaluar el crecimiento de cinco cepas de dos especies de *Morchella in vitro* y su inoculación *in situ* en un bosque mesófilo de montaña ubicado en el municipio de Xalapa Veracruz, México.



Materiales y métodos

Se realizó un experimento donde se evaluó el crecimiento micelial de dos especies de *Morchella,* en cuatro tipos de grano (maíz, avena, trigo y centeno), para determinar cuál es el más apropiado para la elaboración del agente inoculante (Alvarado *et al.*, 2011), donde el testigo fue el trigo, ya que es el que usa comúnmente. Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con 10 repeticiones por tratamiento. Los diversos granos se remojaron hasta obtener un porcentaje de humedad de 60% y posteriormente fueron esterilizados durante 30 minutos a 120 °C y 103 kPa (15 psi) de presión.

Las cepas utilizadas fueron: *M. esculenta* (IE-750) y *M. conica* (IE-815, IE-817, IE-816 y IE-814). La primera se importó de los Estados Unidos y las otras cuatro fueron colectas en el Estado de México en un bosque de pino (LN 100°01´46.30", LW 19°18´08.73"). Estas fueron identificadas a través de un análisis de amplificación de genes de la región ITS (Internal Transcript Spacer) del ADN ribosomal (Kellner *et al.*, 2007) y se encuentran resguardadas en el Cepario del Instituto de Ecología, A.C. (Inecol) bajo condiciones de crioconservación. Cada una de las cepas se sembró en medio de cultivo con extracto de composta (20 g de malta + 20 g de agar + 800 ml de extracto de composta para champiñón l^{-1}) (Savoie *et al.*, 2001), esterilizado bajo condiciones convencionales y se incubaron a 26 °C en oscuridad para la obtención del micelio.

Para determinar el crecimiento micelial se introdujeron 10 g de cada grano por caja Petri y se colocó un implante circular de 0.5 mm de diámetro por cada cepa, incubando a 27 °C en condiciones de oscuridad, durante nueve días. Este se determinó en centímetros cuadrados trazando la superficie de crecimiento cada tercer día para cada réplica. La superficie de crecimiento se determinó con el apoyo del programa Arc View GIS 3.12.

A partir de los resultados obtenidos se realizó un cuasiexperimento, en donde se inocularon 100 g del tratamiento con mayor crecimiento micelial, en cinco sitios bajo sombra completa, ubicados de manera radial en los remanentes de un bosque mesófilo de montaña (LN 19°31'11.68", LW 96°56'15.31"), con predominancia de especies del género *Inga*, *Liquidambar* y *Sambucus,* con una altitud de 1400 m snm, en un suelo clasificado como Andosol húmico (pH 6.5 y 21% de humedad y textura franco arcillosa). Los granos inoculados se depositaron a cielo abierto y se cubrieron con un cartón corrugado de 30 cm x 30 cm a manera de acolchado, para impedir una evaporación excesiva y evitar la presencia de malezas, se regaron con agua corriente, cada tres días por dos semanas. La inoculación se realizó el 26 de marzo del 2009.

Resultados

En el experimento, el crecimiento micelial en los diferentes tipos de grano mostró diferencias significativas entre tratamientos (Tukey, $P < 0.05$), siendo el centeno (28.6 cm^2) el de mayor crecimiento de todas las cepas analizadas, seguido de la avena (15.2 cm^2), trigo (6.5 cm^2) y maíz (4.5 cm^2) (Fig. 1). Asimismo, la cepa con mayor respuesta entre tratamientos (Tukey, $P < 0.05$) fue la IE-817 (17.9 cm^2) con respecto a las demás (IE-815=16.4 cm^2; IE-816=14.9 cm^2; IE-814=10.7 cm^2 y IE-750=8.4 cm^2). Por ello, se eligió el grano de centeno y la cepa IE-817 (*M. conica*) para la siguiente fase.

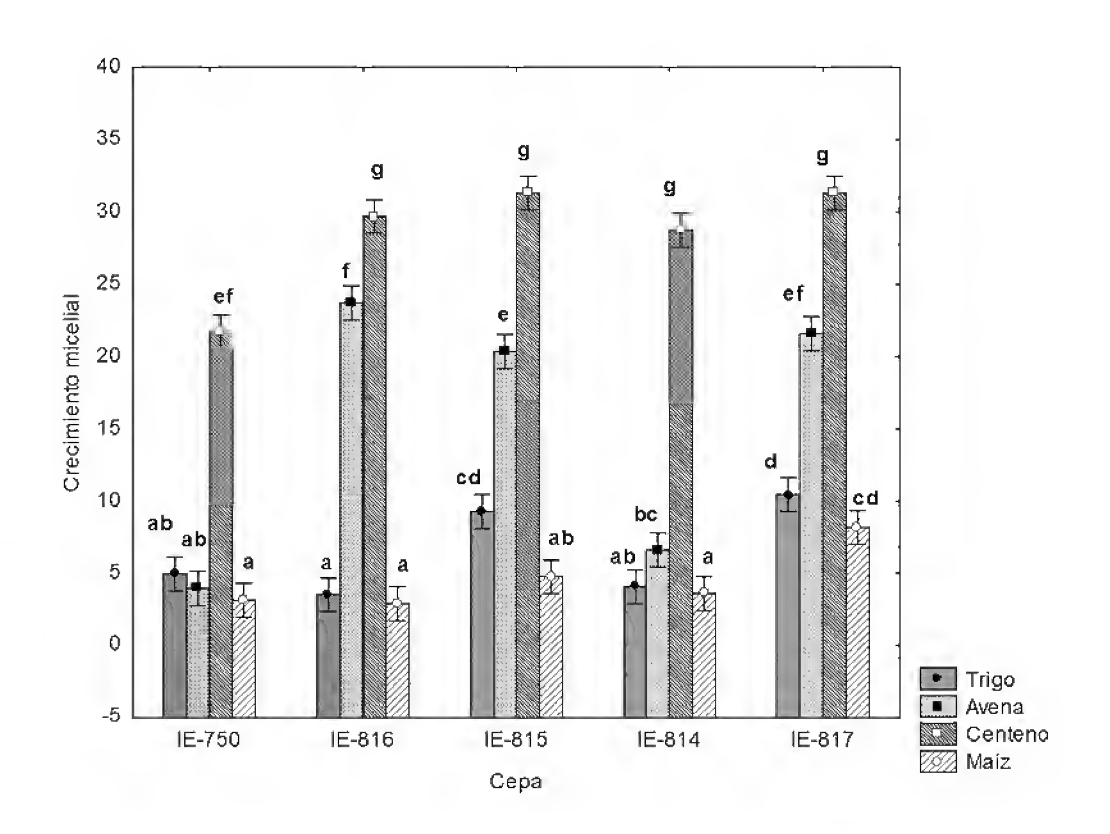


Figura 1. Crecimiento micelial de las cinco cepas estudiadas en diferentes tipos de grano.

Tratamientos con diferente letra son estadísticamente diferentes (Tukey, P< 0.05).

Del cuasiexperimento se obtuvieron tres periodos de fructificación, el primero fue a casi dos meses después de la inoculación (4 de junio de 2009) y generó un esporocarpo de 75 mm de altura, el segundo (24 de julio de 2011) produjo tres individuos de 63 mm, 40 mm y 25 mm respectivamente y el tercero (7 de septiembre de 2011) dio lugar a cinco ejemplares (43, 31, 21, 12, y 8) mm (Fig. 2). Ninguno de ellos asociado (visiblemente) a los arboles aledaños. Se puede observar que conforme avanzó el tiempo los especímenes disminuyeron de tamaño pero incrementaron su número.

Todos los ejemplares se recolectaron en su estado de madurez y se encuentran resguardados en la colección de hongos del Herbario del Instituto de Ecología A.C., en la colecta S/N, con las fechas indicadas anteriormente.

Discusión

Una de las principales limitantes en la producción controlada de *Morchella* spp. es el desconocimiento de su ciclo de vida y de sus interacciones ecológicas, ya que acorde con las condiciones ambientales, puede comportarse como un hongo saprofito, micorrízico o facultativo (Stamets, 1993), lo que dificulta su entendimiento y limita aún más su producción bajo condiciones controladas. Por lo que la estrategia más adecuada para su producción, es su propagación a partir de un esquema de micosilvicultura.

Al respecto, diversos estudios han demostrado que es posible obtener hongos en condiciones naturales, a través de su inoculación directa en campo o con el uso de plantas micorrizadas (Kües y Liu, 2000; Morcillo y Sánchez, 2004; Jiménez *et al*., 2013), aunque no existen estudios con respecto a *Morchella* spp, destacan los trabajos realizados en diferentes especies de trufas (*Tuber melanosporum* Vittad, *T. uncinatum* Chatin, *T. borchii* Vittad) (Morcillo y Sánchez, 2004) y algunos avances en la producción de *Tricholoma magnivelare* (Peck) Redhead, *T. matsutake* (S. Ito & S. Imai) Singer (Iwase, 1997) y *Cantharellus cibarius* Fr (Danell y Camacho, 1997).

En México se han utilizado asociaciones de hongos con especies forestales, tales como *Amanita caesarea* (Scop) Pers con *Pinus patula* Schl. et Cham y *Laccaria laccata* (Scop) Cooke con *P. greegii* Englem, *P. patula* y *P. pseudostrobus* Lindl (Jiménez *et al*., 2013). Adicionalmente los hongos sirven de alimento a la fauna local, la cual a su vez contribuye a su dispersión y a la regeneración vegetal en zonas perturbadas ya que las excretas son excelente fuente de inóculo micorrizógeno (Castillo-Guevara *et al*., 2012), de tal manera que los hongos son vitales en

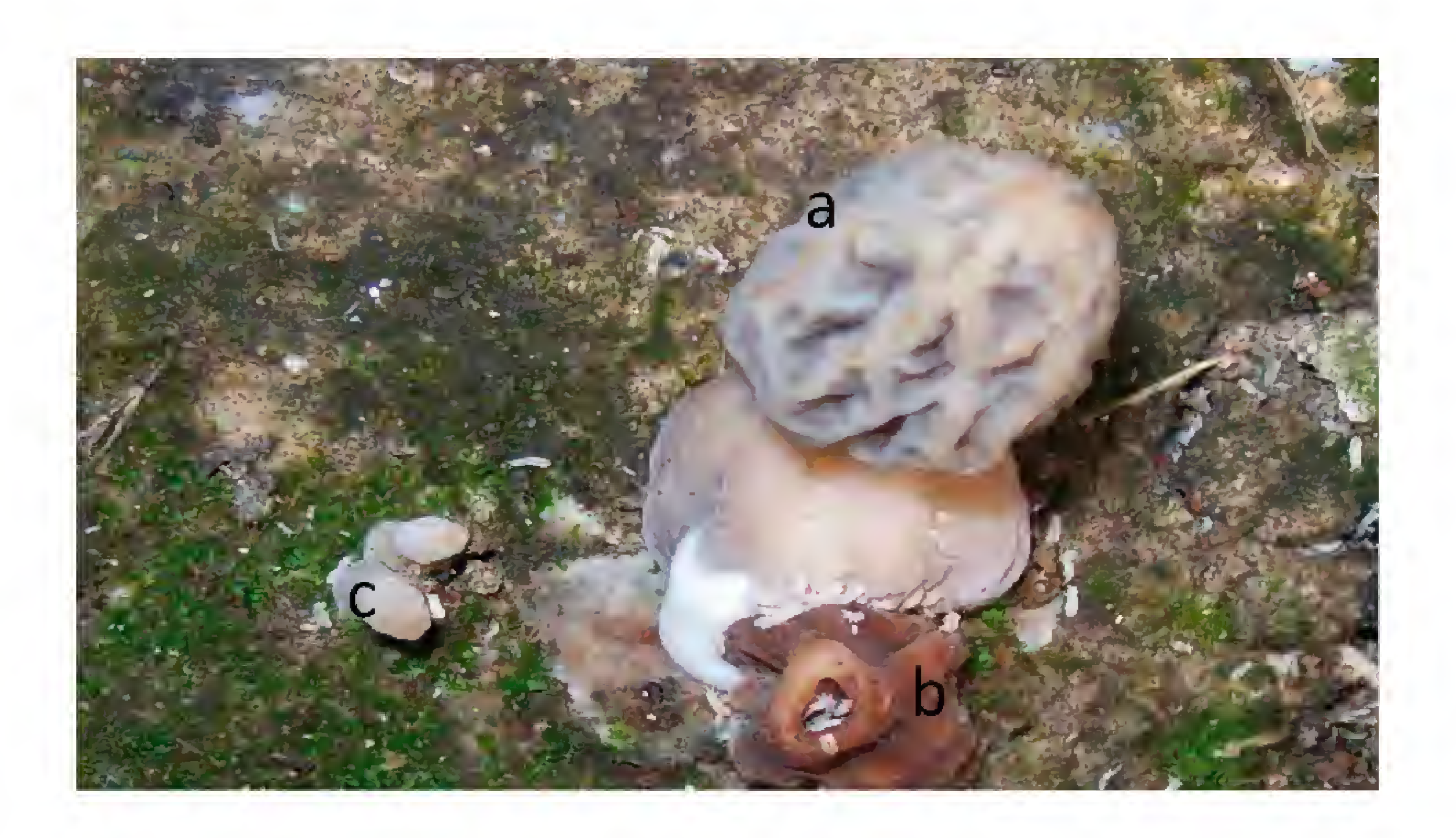
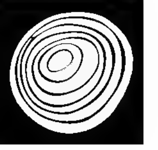


Figura 2. Ejemplares de *Morchella conica* obtenidos *in situ*, durante el segundo periodo de fructificación: a=ejemplar en estado de madurez, b=ejemplar dañado y en estado de descomposición, c=primordios de nuevos ejemplares en crecimiento.



el funcionamiento del ecosistema. Esto, junto con el conocimiento tradicional existente, puede orientar el manejo integral del bosque (Savoie y Largeteau, 2011).

A pesar de que no se pueden correlacionar los resultados con condiciones ambientales, cantidad de inóculo, relación con especies arbóreas, etc., los hallazgos indican que la inoculación *in situ* puede dar lugar a procesos de domesticación y cultivo de hongos silvestres, (especialmente micorrícicos) a escala comercial (Kües y Liu, 2000), siempre y cuando se considere al bosque como una parte integral de este proceso. En este sentido, la importancia de este trabajo reside en la posibilidad de contribuir con un nuevo enfoque a la producción de este hongo a través de su uso como inóculo y bioinoculante para micorrización artificial (Savoie y Largeteau, 2011), tratando de simular sus condiciones de reproducción, tal como se realizó para los primeros hongos domesticados (Chang y Miles, 2004). Esta estrategia de producción *in situ*, no solo favorecería la obtención de *Morchella* spp, si no que puede contribuir a la salud y estabilidad forestal, a través de funciones ecológicas (simbiosis, descomposición de residuos lignocelulósicos, mantenimiento de la fertilidad del suelo, etc.), económicas (generación de ingresos por recolección) y sociales (manejo del bosque bajo modelos silvícolas).

Adicionalmente, este tipo de estrategia podría representar una importante forma de conservación del recurso e impulsaría un proceso de domesticación con un enfoque que guarde el equilibrio entre aprovechamiento y conservación (Garibay-Orijel *et al.*, 2006), ya que en México el consumo de hongos forma parte del acervo cultural y estrategias de subsistencia de la población rural que vive en las zonas boscosas del país (Alvarado-Castillo y Benítez, 2009). Esta alternativa productiva (aunque preliminar y sujeta a nuevos estudios) podría ser competitiva en un esquema de mercado y constituir una respuesta ante el estado de vulnerabilidad por sobreexplotación de esta y otras especies de hongos comestibles en su medio natural (Ruiz *et al.*, 2004).

Aunque este trabajo tiene el carácter de preliminar y solo muestra el potencial de la inoculación *in situ*, aún faltan más estudios, que consideren las características locales (altitud, pendiente, orientación) estructura del bosque (densidad, edad, especies presentes) y variables climáticas (precipitación y temperatura) (Savoie y Largeteau 2011), además de la recopilación y sistematización del conocimiento tradicional, tanto en esta como en otras especies de hongos para constituir una verdadera estrategia enfocada a un esquema complejo de micosilvicultura.

Conclusiones

El hallazgo vislumbra a la inoculación *in situ* como una alternativa factible para la producción de *Morchella* (particularmente de *M. conica*), por medio de la utilización de centeno como agente de dispersión. No obstante se requieren de mayor cantidad de estudios en aspectos propios de la micosilvicultura, por ejemplo, a través de la generación de modelos para la identificación de zonas potenciales para su reproducción, su uso como bioinoculante, asociación con la masa forestal, etc. De ser así el manejo de este hongo podría contribuir a las economías locales y ser un factor de transformación social de enorme relevancia en los ecosistemas forestales.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto de Ecología, A.C. por las facilidades otorgadas para realizar esta investigación y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por el financiamiento a través de la beca de Doctorado No 175325. Así como a los revisores anónimos por las contribuciones al manuscrito.

Referencias

Alvarado-Castillo G. y G. Benítez. 2009. El enfoque de agroecosistemas como una forma de intervención científica en la recolección de hongos silvestres comestibles. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10:531-539.

Alvarado-Castillo, G., G. Mata, A. Pérez-Vázquez, D. Martínez-Carrera, M.E. Nava-Tablada, F. Gallardo-López y F. Osorio-Acosta. 2011. *Morchella sclerotia* production through grain supplementation. *Interciencia* 36:768-773.

Andrade G.R.H., G. Mata y J.E. Sánchez. 2012. La producción iberoamericana de hongos comestibles en el contexto

internacional. *In*: J.E. Sánchez y G. Mata, eds. Hongos comestibles y medicinales en Iberoamérica: investigación y desarrollo en un entorno multicultural. El Colegio de la Frontera Sur – Instituto de Ecología, A.C., Tapachula, Chiapas. p:9-18.

Barnes, S. y A. Wilson. 1998. Cropping of the french black morel a preliminary investigation. Rural Industries Research and Development Corporation. Australia. 14 p.

Bonet, J.A., M. Palahí, C. Colinas, T. Pukkala, C.R. Fischer, J. Miina y J. Martínez de Aragón. 2010. Modeling the production and species richness of wild mushrooms in pine forests of the Central Pyrenees in northeastern Spain. *Canadian Journal of Forest Research* 40(2):347-356.

Bonet, J.A., S. De-Miguel, J. Martínez de Aragón, T. Pukala y M. Palahí. 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius* group *deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in Northeastern Spain. *Forest Ecology and Management* 265:211-217.

Castillo-Guevara, C., C. Lara y G. Pérez. 2012. Micofagia por roedores en un bosque templado del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:772-777.

Chang, S.T. y P.G. Miles. 2004. Mushroom cultivation, nutritional value, medicinal effect, and environmental impact. CRC Press. Washington. 480 p.

Danell, E. y F.J. Camacho. 1997. Successful cultivation of the golden chanterelle. *Nature* 385:303.

Garibay-Orijel, R., J. Cifuentes, A. Estrada-Torres y J. Caballero. 2006. People using macro-fungal diversity in Oaxaca, Mexico. *Fungal Diversity* 21:41-67.

Iwase, K. 1997. Cultivation of mycorrhizal mushroom. *Food Reviews International* 13:431-442.

Jiménez, R.M., J. Pérez-Moreno, J.J. Almaraz-Suárez y M. Torres-Aquino. 2013. Hongos silvestres con potencial nutricional, medicinal y biotecnológico comercializados en Valles Centrales, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 4(2):199-213.

Kellner, H., P. Luis y F. Buscot. 2007. Diversity of laccase-like multicopper oxidase genes in Morchellaceae: identification of genes potentially involved in extracellular activities related to plant litter decay. *FEMS Microbiology Ecology* 61:153-163.

Kües, U. y Y. Liu. 2000. Fruiting body production in basidiomycetes. *Applied Microbiology Biotechnology* 54:414-152.

Martínez de Aragón, J., P. Riera, M. Giergiczny y C. Colinas. 2011. Value of wild mushroom picking as an environmental service. *Forest, Policy and Management* 252(1-3):239-256.

Martínez-Peña, F., S. de-Miguel, T. Pukkala, J.A. Bonet, P. Ortega-Martínez, J. Aldea y J. Martínez de Aragón. 2012. Yield models for ectomycorrhizal mushrooms in *Pinus sylvestris* forests with special focus on *Boletus edulis* and *Lactarius* group *deliciosus*. *Forest Ecology and Management* 282:63-69.

Masaphy, S. 2005. External ultrastructure of fruit body initiation in *Morchella*. *Mycological Research* 109:508–512.

Molina, R., T. O'Dell, D. Luoma, M. Amaranthus, M. Castellano y K. Russell. 1993. Biology, ecology, and social aspects of wild edible mushrooms in the forests of the Pacific Northwest: a preface to managing commercial harvest. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland. 42 p.

Montoya, S. y C.E. Orrego. 2012. Growth, fruiting and lignocellulolytic enzyme production by the edible mushroom *Grifola frondosa* (maitake). *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 28(4):1533-1541.

Morcillo, M. y M. Sánchez. 2004. ¿Por qué es tan difícil cultivar hongos micorrícicos comestibles?. *Terralia* 45:80-85.

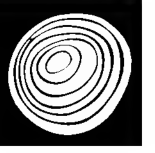
Ower, R.D. 1982. Notes on the development of the morel ascocarp: *Morchella esculenta*. *Mycologia* 74:142-144.

Ower, R.D., G.L. Mills y J.A. Malachowski. 1986. Cultivation of *Morchella*. U.S. Patent No: 4.594.809.

Ower, R.D., G.L. Mills y J.A. Malachowski. 1988. Cultivation of *Morchella*. U.S. Patent No 4.757.640.

Pilz, D., R. McLain, S. Alexander, L. Villarreal-Ruiz, S. Berch, T. Wurtz, C. Parks, E. McFarlane, B. Baker, R. Molina y J.E. Smith. 2007. Ecology and management of morels harvested from the forests of western North America. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland. 161 p.

Ruiz, P.M., B. Belcher, R. Achdiawan, M. Alexaides, C. Aubertin, J. Caballero, B. Campbell, C. Clement, T. Cun-



ningham, A. Fantini, H. de Foresta, C. García-Fernández, K.H. Gautam, P. Hersch-Martínez, W. de Jong, K. Kusters, M.G. Kutty, C. López, M. Fu, M.A. Martínez-Alfaro, T.R. Fair, O. Ndoye, R. Ocampo, N. Rai, M. Ricker, K. Schereckenberg, S. Shackleton, P. Shanley, T. Sunderland y Y. Youn. 2004. Markets drive the specialization strategies of forest peoples. *Ecology and Society* 9:1-29.

Savoie, J.M. y M.L. Largeteau. 2011. Production of edible mushrooms in forests: trends in development of a mycosilviculture. *Applied Microbiology and Biotechnology* 89:971-979.

Savoie, J.M., R. Iapicco y M.L. Largeteau. 2001. Factors influencing the competitive saprophytic ability of *Trichoderma harzianum* Th2 in mushroom (*Agaricus bisporus*) compost. *Mycological Research* 105(II):1348-1356.

Semarnat (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación. México*. 2010(1):1-30.

Stamets, P. 1993. Growing gourmet and medicinal mushroom. Ten Speed Press, Berkeley. 614 p.

Stott, K. y C. Mohammed. 2004. Specialty mushroom production systems: maitake and morels. Rural Industries Research and Development Corporation, Australia. 78 p.

Tacón, A. y J. Palma. 2006. La comercialización de los productos forestales no madereros: una oportunidad para el manejo comunitario y la valoración del bosque nativo. *Revista Bosque Nativo* 39(2):253-266.

Manuscrito recibido el 22 de abril de 2014.
Aceptado el 21 de septiembre de 2015.

Este documento se debe citar como:
Alvarado-Castillo, G., G. Benítez-Badillo y G. Mata. 2015. Inoculación in situ de Morchella: primer registro de su obtención en México. *Madera y Bosques* 21(3):129-135.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **3: 137-148** Otoño **2015**



Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de **selvas subtropicales de montaña** (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina)

Composition, diversity and structure of tree communities along an altitudinal gradient of subtropical forests of mountain (foothills of Zapla, Jujuy, Argentina)

Griet An Erica Cuyckens[1]*, Lucio Ricardo Malizia[2] y Cecilia Blundo[3]

1 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Centro de Estudios Territoriales Ambientales y Sociales (CETAS). Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy. San Salvador de Jujuy, Argentina.

2 Centro de Estudios Territoriales Ambientales y Sociales (CETAS). Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy. San Salvador de Jujuy, Argentina.

3 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Instituto de Ecología Regional (IER), Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.

* Autor de correspondencia. grietcuyckens@yahoo.com

Resumen

Los gradientes altitudinales están asociados con gradientes climáticos que promueven la diversidad de especies. Este estudio describe la composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles a lo largo de un gradiente altitudinal en las selvas subtropicales de montaña (Yungas) en las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy, Argentina. Se establecieron tres parcelas de una hectárea cada una; una a 1150 m, una a 1600 m y una a 2050 metros sobre el nivel del mar. A su vez, cada parcela fue subdividida en 25 subparcelas, donde se midieron e identificaron todos los árboles ≥10 cm de diámetro a la altura del pecho. Se compararon la composición específica, número de especies, diversidad, densidad de individuos, área basal y dominancia de individuos por especie entre elevaciones. Se analizó el efecto de la distancia sobre el recambio de especies y se evaluó la relación entre abundancia de individuos por especie y frecuencia de ocurrencia de la especie. Se muestrearon 1375 individuos, pertenecientes a 46 especies. Se encontró un notable recambio en la composición de especies a lo largo del gradiente: solo tres especies estuvieron presentes en las tres elevaciones muestreadas, y la mayoría (29) se encontraron a una sola altitud. La riqueza específica y la diversidad disminuyeron con la altitud, la densidad de individuos no mostró un patrón claro, el área basal presentó un pico a los 1600 m y la dominancia fue más marcada a mayor altitud. La Selva Montana (1150 m) y el Bosque Montano (2050 m) se diferenciaron claramente en términos de composición específica. La similitud de especies se asoció negativamente con la distancia. La abundancia de individuos por especie se asoció positivamente con la frecuencia de ocurrencia de las especies. Este estudio ratifica que los árboles están ubicados en comunidades en pisos ecológicos altitudinales determinados por variables ambientales a nivel regional, y a su vez enfatiza la importancia de los factores locales en determinar la diversidad, composición y estructura de estas comunidades.

Palabras clave: abundancia, área basal, densidad, dominancia, frecuencia, riqueza, similitud, Yungas.

Abstract

Altitudinal gradients are associated with climatic gradients that promote species diversity. This study describes the composition, diversity and structure of trees along an altitudinal gradient in subtropical mountain forests (Yungas) in Serranías de Zapla, Jujuy province, Argentina. Three 1-ha plots at 1150 m, 1600 m and 2050 m above sea level were established. Each plot was subdivided into 25 subplots, where all trees ≥10 cm of diameter at breast height (dbh) were measured and identified as for species; number of species, diversity, and density of individuals, basal area, and dominance of individuals per species among elevations were compared. The effect of distance on species turnover was analyzed, and the relations between abundance of individuals per species and frequency of species occurrence was evaluated. We sampled 1375 individuals belonging to 46 species. A significant turnover in species composition along the gradient was found: only three species were present at all elevations, and most species (29) were found at a single altitude. Species richness and

diversity decreased with altitude, density of individuals showed no clear pattern, basal area peaked at 1600 m, and dominance was more pronounced at higher altitudes. Low Montane Forest (1150 m) and High Montane Forest (2050 m) were clearly different in terms of species composition. Species similarity was negatively associated with distance within each altitudinal level. Abundance of individuals per species was positively associated with frequency of species occurrence. This study confirms the community organization of tree species in altitudinal ecological levels determined by environmental variables in Yungas forests, and emphasizes the importance of local factors in determining the diversity, composition and structure of these communities.

Keywords: abundance, basal area, density, dominance, frequency, richness, similarity, Yungas.

Introducción

Los factores que determinan la composición, diversidad y estructura de las comunidades vegetales cambian dependiendo de la escala y el contexto de estudio (Condit *et al.*, 2002). En ambientes con marcados gradientes altitudinales, la elevación suele ser un factor importante que condiciona de modo directo a variables ambientales como temperatura y precipitación e indirectamente a variables poblacionales como crecimiento y mortalidad. Los disturbios (deslizamientos, ganado, fuego) también varían según el nivel altitudinal (Stephenson y Mantgem, 2005; Homeier *et al.*, 2010; Girardin *et al.*, 2010; Blundo *et al.*, 2012; Anderson-Teixeira *et al.*, 2013).

En general, hay una relación inversamente proporcional entre la riqueza de especies y altitud; más recientemente, Rahbek (2005) describió un patrón en forma de "joroba" con riquezas máximas a altitudes intermedias en gradientes que localmente abarcan todos los niveles de altitud. En Las Yungas bolivianas Bach *et al.* (2003) encontraron una disminución en la diversidad en la comunidad vegetal relacionada no solo con el incremento de la altitud, sino también con los tipos de suelo. Por su parte, Blundo *et al.* (2012) encontraron una fuerte asociación entre la temperatura y el estrés hídrico (condicionados por la elevación) con la composición de comunidades de árboles en las Yungas argentinas, con una influencia adicional de factores locales (topografía y presencia de ganado) en la composición específica.

Son pocos los estudios que describen en detalle la composición, diversidad y estructura de las selvas subtropicales de montaña (Yungas) en Argentina. Este estudio describe cambios en la composición, diversidad y estructura de las comunidades de árboles en un gradiente de elevación (1000-2000) metros sobre el nivel del mar (snm), en las selvas subtropicales de montaña de las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy, noroeste de Argentina y compara los resultados encontrados con los estudios disponibles.

Objetivos

De modo general, este estudio describe cambios en la composición, diversidad y estructura de las comunidades de árboles en un gradiente de elevación (1150, 1600 y 2050) m snm, en las selvas subtropicales de montaña de las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy, noroeste de Argentina.

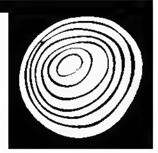
De modo específico, se plantean las siguientes preguntas:

1) Composición:
   a) ¿Cómo cambia la composición de especies con la elevación?
   b) ¿Qué similitud de especies existe entre comunidades a distintas elevaciones?
2) Diversidad:
   a) ¿Cómo cambian la riqueza y la diversidad de especies con la elevación?
3) Estructura:
   a) ¿Varían el área basal y la densidad de individuos por especie con la elevación?
   b) ¿Son las especies de árboles más frecuentes también las más abundantes?
   c) ¿Cómo cambia la dominancia según el nivel altitudinal?

Materiales y Métodos

Área de estudio

En Argentina, la ecorregión de Yungas forma una angosta franja de aproximadamente 100 km de ancho, que se extiende latitudinalmente desde la frontera con Bolivia



hasta la provincia de Catamarca, 700 km al sur (Cabrera, 1976). En esta extensión se reconocen tres sectores latitudinales: norte, centro y sur; y entre estos bloques se encuentran áreas de bosques xerofíticos chaqueños (Brown y Ramadori, 1988). En sentido altitudinal, las Yungas se desarrollan aproximadamente entre los 400 m y los 2300 m snm, donde se reconocen tres pisos altitudinales: Selva Pedemontana (400-700) m snm, Selva Montana (700-1500/1700) m snm y Bosque Montano (1500/1700-2300) m snm (Cabrera, 1976; Grau y Brown, 1993). El clima de Yungas es templado y húmedo, con lluvias principalmente estivales (80%) y heladas durante el invierno (Bianchi, 1981). La Reserva Ecológica Municipal Serranías de Zapla (24°12' S - 65°4' O) se ubica en el Departamento Palpalá, en el sector norte de Yungas en Argentina (Brown y Ramadori, 1988) y abarca los pisos altitudinales de Selva Montana y Bosque Montano.

Trabajo de campo

Se establecieron tres parcelas rectangulares de 1 ha (500 m *x* 20 m) cada una en la Reserva Ecológica Municipal Serranías de Zapla, a tres altitudes: una en la Selva Montana a 1150 m snm (24° 11' 40.56" S; 65°8'25.26" O); una en "Transición" a 1600 m snm, entre la Selva Montana y el Bosque Montano (24°14'12.96" S; 65°4'30.84" O); y una en el Bosque Montano a 2050 m snm(24°14'5.22" S; 65°3'42.06" O). No es posible localizar una parcela de muestreo en selva pedemontana (400-700) m snm en las Serranías de Zapla ya que esta, por su topografía regional, no incluye áreas a menos de 1000 m de elevación. Incluir un área de pedemonte hubiera requerido alejarse latitudinalmente demasiado (unos 30 km a 40 km). Las parcelas fueron elegidas maximizando el estado de conservación del bosque; sin embargo, las tres parcelas estuvieron sometidas a pastoreo extensivo por ganado vacuno y presentaron evidencias de extracción de leña y madera, aunque en baja intensidad (tocones: 7 en la Selva Montana, 1 en Transición y 4 en el Bosque Montano). Las tres parcelas se ubicaron a corta distancia entre sí (<10 km), en una misma cuenca y con la misma exposición suroeste (235° ± 34°). Cada parcela fue dividida en 25 sub-parcelas cuadradas de 0.04 ha cada una (20 m *x* 20 m). Esto permitió medir distancias entre sub-parcelas; las distancias entre las parcelas fueron calculadas con base en sus coordenadas geográficas. Se midieron, marcaron e identificaron a nivel de especie todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP; 1.3 m) igual o mayor a 10 cm. La identificación específica se hizo con base en Digilio y Legname (1966) y Legname (1982). Cuando no fue posible la identificación en campo, se colectó una muestra y se identificó en gabinete. Para la nomenclatura taxonómica se siguió a The Plant List (2013).

Análisis de datos

Composición

Se analizó la composición específica por nivel altitudinal, considerando la identidad de especies compartidas y exclusivas. Se evaluó el efecto de la abundancia de individuos sobre el número de especies (riqueza) mediante curvas de rarefacción realizadas con el programa R (R Development CoreTeam, 2012). El tamaño de las parcelas de muestreo (1 ha), que a su vez condiciona en número de individuos muestreados en cada una (Tabla 2), no parece haber afectado marcadamente el número de especies registradas en cada parcela (elevación). Esto se visualiza mediante el empleo de curvas de rarefacción, que llegan a una asíntota alrededor de los 300 individuos para las tres parcelas (Fig 1), lo que permite comparar de modo directo la riqueza de especies entre elevaciones.

Se calculó la diversidad entre parcelas (1 ha) y subparcelas (0.04 ha) con el índice de similitud de Sørensen; $\beta = 2c / (2c+a+b)$, donde a es el número de especies presentes en una muestra, b es el número de especies presentes en una segunda muestra y c es el número de especies en común. El valor de este índice varía de 0 (ninguna especie en común) a 1 (todas las especies compartidas). Se calculó entre parcelas (1 ha) y entre cuadrados (0,04 ha) de una misma parcela para analizarlo en relación a la distancia geográfica dentro de cada parcela tomando como cero el inicio de la parcela. Luego se calculó la disimilitud ($1-\beta$) entre cuadrados y se correlacionó con la distancia (Colwell,

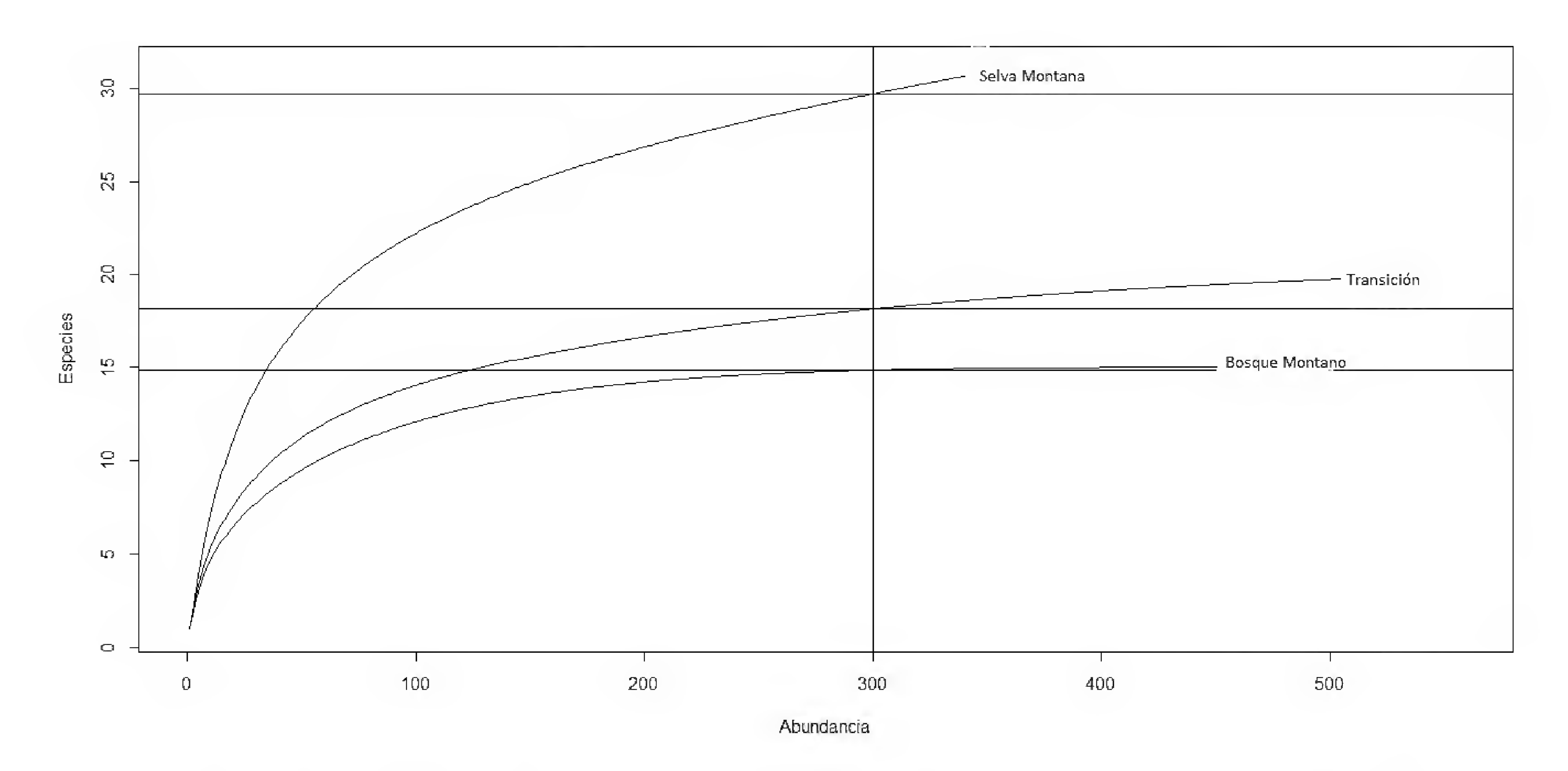


FIGURA 1. Curvas de rarefacción entre número de especies y abundancia de individuos para cada una de las tres parcelas de estudio. Las líneas rectas indican el nivel de saturación.

2000). Se evaluó la relación entre el la similitud y la distancia geográfica entre sub-parcelas dentro de una misma parcela empleando pruebas de Mantel (Rosenberg y Anderson, 2011).

Diversidad

Se computó el número de especies como riqueza especifica (S) por nivel altitudinal. Se calculó la diversidad *α* (diversidad local) por parcela mediante el índice de diversidad de Shannon (H) (Ricklefs, 1998). En este índice, la contribución de cada especie se pondera por su abundancia relativa. Mayores valores de H indican mayor diversidad.

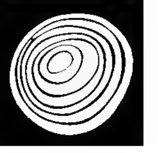
Estructura

La estructura del bosque se analizó considerando la densidad absoluta (D) como el número de individuos presentes en 1 ha y se calculó el área basal (AB) por parcela como la suma de todos los DAP. Se calcularon la abundancia por especie, considerando el número de individuos por especie, sumando las tres elevaciones y la frecuencia absoluta (F) como el número de sub-parcelas (0.04 ha) donde aparece una especie, dividido por 75 (número total de subparcelas). Se evaluó una posible asociación entre abundancia y frecuencia con una correlación de Spearman, (Analytical Software, 2003). Se calculó el índice de dominancia de Simpson (*λ*), que manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (calculado como: $\lambda = \Sigma n(\text{n-1}) / N(N\text{-1})$, donde *N* es el número total de individuos de todas las especies y *n* es el número total de individuos de la especie en consideración) (Moreno, 2001). Al aumentar la dominancia en una comunidad, esta se hace menos diversa porque los individuos están menos equitativamente distribuidos entre especies.

RESULTADOS

Composición

Se muestrearon un total de 1375 árboles ≥10 cm de DAP, pertenecientes a 46 especies (40 géneros y 30 familias). La mayoría de las especies (63%; 29 especies) se encontraron en un solo piso altitudinal: 20 en la Selva Montana, cua-



tro en la Transición y cinco en el Bosque Montano. Catorce especies (30.4%) se encontraron en más de una elevación y solamente tres especies (6.5%; *Cedrela lilloi, Sambucus nigra* subsp. *peruviana* y *Blepharocalyx salicifolius*) estuvieron presentes en las tres elevaciones muestreadas. Una sola especie (*Solanum trichoneuron*) se encontró a 1150 m snm y a 2050 m snm y no en la altitud intermedia (Tabla. 1). La similitud de especies, medida como el índice de Sørensen, fue mayor entre la Transición y el Bosque Montano (0.3396), menor entre la Selva y el Bosque Montanos (0.1481) e intermedia entre la Selva Montana y la Transición (0.2817). El recambio de especies y la distancia geográfica entre sub-parcelas de una misma elevación se correlacionaron positivamente (Prueba de Mantel; 1150 m snm: $r = 0.1765$, $p = 0.032$; 1600 m snm: $r = 0.4330$, $p = 0.001$; 2050 m snm: $r = 0.1402$, $p = 0.038$) (Fig 2).

Diversidad

La parcela de Selva Montana presentó una riqueza especifica (S) significativamente mayor de especies que las parcelas ubicadas a elevaciones superiores ($\chi^2 = 6.09$, $p = 0.048$) (Tabla 2). La diversidad α (H) disminuyó con la altitud (Tabla 2), pero no fue estadísticamente significativo ($\chi^2 = 0.96$, $p = 0.1$).

Estructura

La densidad de individuos por hectárea varió significativamente entre elevaciones ($\chi^2 = 44.99$, $p \leq 0.0001$), siendo máxima en la elevación intermedia (Tabla 2). El área basal fue similar entre las tres parcelas ($\chi^2 = 2.61$, $p = 0.27$) (Tabla 2). Unas pocas especies de árboles fueron abundantes, mientras que la mayoría fueron poco abundantes o raras. La especie más abundante fue *Allophylus edulis*, con 233 individuos, seguida de *Prunus tucumanensis*, con 211 individuos y *Blepharocalyx salicifolius*, con 209 individuos. Ocho especies de las 46 encontradas (17.4%) estuvieron representadas por un solo individuo. La abundancia de individuos se correlacionó positivamente con la frecuencia de ocurrencia por especie (Spearman, $r = 0.98$; $p \leq 0.0001$) (Fig. 3). En relación con la dominancia de las especies a distintas elevaciones, esta fue más alta en la parcela de Bosque Montano a 2050 m snm (0.26), seguida por la parcela de Transición a 1600 m snm (0.19) y luego por la de la Selva Montana a 1150 m snm (0.09), pero este patrón no fue significativo ($\chi^2 = 0.96$, $p = 0.08$) (Tabla 2).

Discusión

Composición

No se registraron especies exóticas en el estudio, lo que indica el estado de conservación relativamente bueno. Más al sur en las Yungas argentinas (provincia deTucumán) es común encontrar naranjos (*Citrus aurantium*) y Siempre Verde (*Ligustrum sp.)* como especies invasoras. Las especies exóticas pueden formar una amenaza en las Yungas (Ayup *et al.*, 2014; Zamora Nasca *et al.*, 2014), pero en el sector estudiado aún no.

Los resultados de este trabajo indican una clara diferencia en términos de composición de especies entre la Selva Montana (1150 m snm) y el Bosque Montano (2050 m snm). La comunidad a 1600 m snm representó una composición intermedia, pero se pareció más al Bosque Montano. En el Parque Provincial Potrero de Yala, distante 36 km de las Serranías de Zapla, la comunidad de árboles a 1600 m snm se parece más a la Selva Montana y el límite entre selva y bosque se ubica a los 1700 m snm (Carranza, 2005). Las diferencias altitudinales en los límites no son algo nuevo: en las Yungas argentinas, Cabrera (1976) establece el límite entre selva y bosque a los 1700 m snm, mientras que Brown (1993) y Brown *et al.* (2001) lo hacen a los 1500 m snm. Lógicamente, los límites altitudinales de las unidades de vegetación son aproximados y responden a la ubicación regional de las cadenas montañosas y a su altitud total.

Estos resultados sobreestiman la exclusividad de las especies en los distintos pisos altitudinales, ya que solo se muestreó una sola parcela (1 ha) por elevación. Sin embargo, reflejan adecuadamente que las especies tienen un óptimo ecológico a lo largo del gradiente altitudinal. Si se comparan los resultados de este estudio con los de otros estudios (Tabla 3) se observa que la composición de especies de árboles de sitios ubicados a la misma altitud pero

Tabla 1: Número de individuos por especie (en abundancia decreciente) de árboles > 10 cm de DAP por piso altitudinal (Selva Montana, Transición y Bosque Montano) y Total en las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy.

Especie	Selva Montana	Transición	Bosque Montano	Total
Allophylus edulis	41	192	0	233
Prunus tucumanensis	0	4	207	211
Blepharocalyx salicifolius	83	123	3	209
Podocarpus parlatorei	0	69	85	154
Alnus acuminata	0	24	60	84
Sambucus nigra subs. *peruviana*	17	11	25	53
Cedrela lilloi	22	18	11	51
Juglans australis	6	32	0	38
Solanum trichoneuron	3	0	26	29
Erythrina falcata	0	26	0	26
Vassobia breviflora	23	0	0	23
Bougainvillea stipitata	20	2	0	22
Eupatorium lasiophthalmum	22	0	0	22
Parapiptadenia excelsa	18	3	0	21
Sapium haematospermum	20	0	0	20
Myrsine laetevirens	1	17	0	18
Cinnamomum porphyrium	10	7	0	17
Roupala brasiliensis	0	14	0	14
Myrcianthes mato	0	7	5	12
Scutia buxifolia	11	1	0	12
Sebastiania brasiliensis	10	0	0	10
Eupatorium sp.	0	0	9	9
Ilex argentina	0	2	7	9
Terminalia triflora	9	0	0	9
Anadenanthera colubrina	7	0	0	7
Berberis jobii	0	0	6	6
Myrcianthes pseudomato	0	3	3	6
Schinus gracilipes	0	0	6	6
Ruprechtia apetala	6	0	0	6
Piper tucumanum	5	0	0	5
Rhamnus sphaerosperma	0	0	4	4
Carica quercifolia	4	0	0	4
Pisonia zapallo	4	0	0	4
Senecio sp.	0	0	3	3

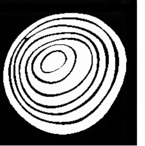


Tabla 1. Continuación.

Especie	Selva Montana	Transición	Bosque Montano	Total
Ruprechtia laxiflora	3	0	0	3
Asteraceae	0	2	0	2
Solanum riparium	2	0	0	2
Tipuana tipu	2	0	0	2
Eupatorium saltense	0	1	0	1
Coccoloba cordata	1	0	0	1
Zanthoxylum naranjillo	1	0	0	1
Myrcianthes pungens	1	0	0	1
Aralia soratensis	1	0	0	1
Saccellium lanceolatum	1	0	0	1
Urera baccifera	1	0	0	1
Xylosma pubescens	1	0	0	1

en distintas latitudes se parecen más entre sí que las especies del mismo sector latitudinal, pero a otra altitud (Morales *et al*., 1995; Morales, 1996).

La similitud en un mismo piso altitudinal disminuyó con la distancia (Fig. 2), esto implica que el recambio de especies o diversidad Beta aumentó con la distancia. Este resultado sugiere que incluso pequeñas distancias (<500 m) pueden jugar un rol importante en estructurar la composición de especies a escala local. El recambio es un parámetro en el que inciden tanto la riqueza específica como la densidad relativa por especie. De este modo, al bajar el número de especies, baja la probabilidad de recambio (Malizia, 2004). En este estudio se encontró un menor recambio de especies en la parcela de Bosque Montano (donde se presenta la menor riqueza), mientras que el mayor recambio se dio en la parcela de Transición, la que presenta la mayor densidad de individuos (Fig. 2, Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza especifica (S), diversidad α (H), densidad (D), área basal (AB), dominancia (λ) e individuos muertos de árboles (≥10 cm DAP) en tres parcelas de 1 ha cada una en las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy.

	Diversidad		D	AB	
Sitio	S	H	(ind./ha)	(m²/ha)	λ
Selva Montana (1150 m snm)	31	1.21	356	26.86	0.09
Transición (1600 m snm)	20	0.9	559	30.42	0.19
Bosque Montano (2050 m snm)	15	0.78	460	19.14	0.26

Diversidad

En el Neotrópico, Gentry (2001) describe un patrón de riqueza y la diversidad de especies que disminuyen al aumentar la altitud. Sin embargo, estudios recientes (Rahbek, 2005) indican como patrón más frecuente una curva en "forma de joroba", con valores máximos a altitudes intermedios. Este estudio aporta evidencia para el primer patrón, mientras Malizia *et al.* (2012) en un estudio regional en Yungas observaron el segundo. Esto pone de manifiesto la importancia de estudios locales para reconocer estos patrones. Para mamíferos, Ojeda (1999) y Ojeda *et al.*(2008) encontraron una disminución de riqueza y

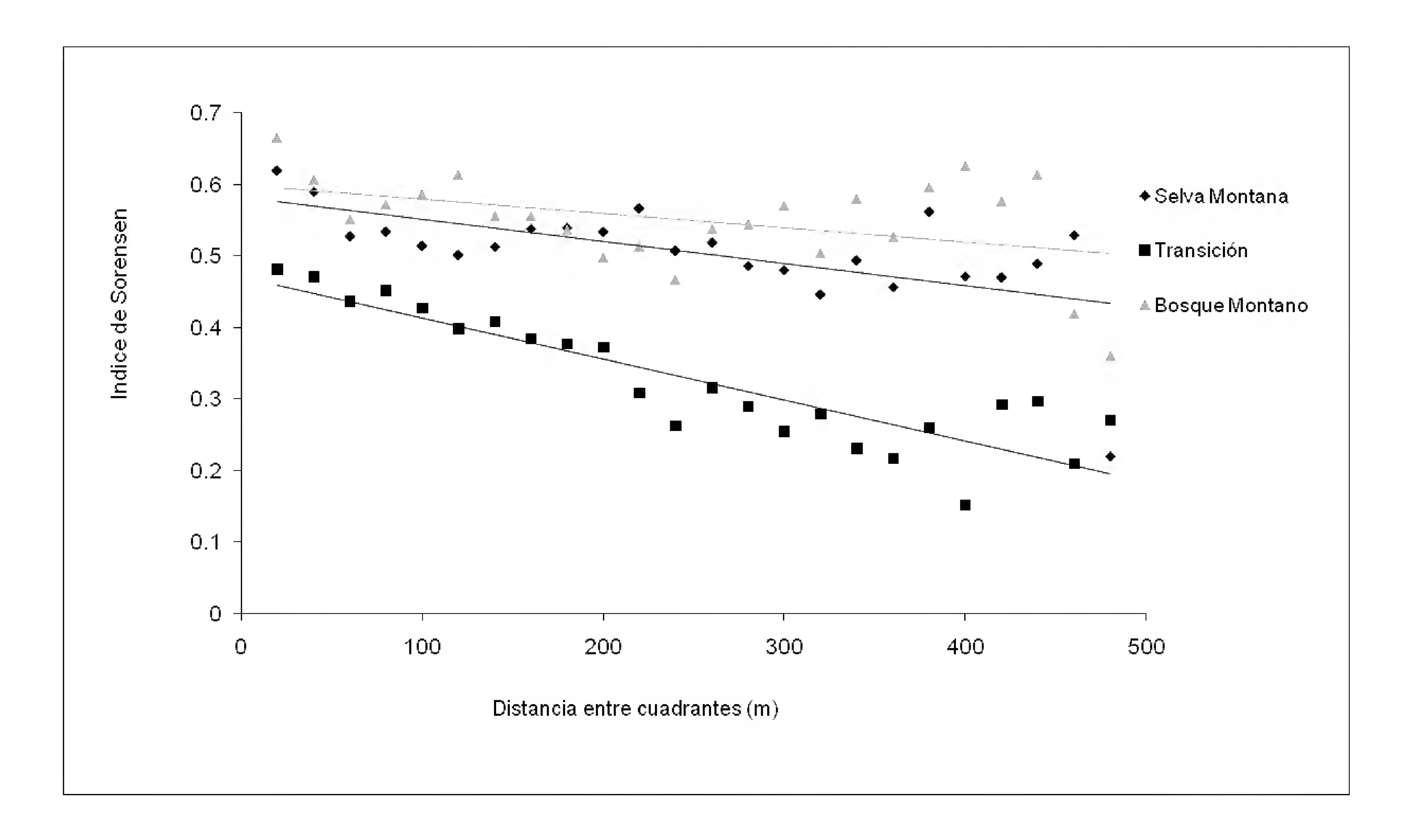


FIGURA 2. Relación entre el índice de similitud de Sørensen y la distancia entre sub-parcelas (0.04 ha) dentro de una misma parcela (1 ha), para las tres elevaciones estudiadas en las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy.

diversidad de norte a sur. Esto también se da si se compara este estudio con otros en Yungas (Tabla 3), con excepción para un sitio en Toldos.

Estructura

La densidad de individuos no tuvo un patrón claro en relación a la altitud. Carranza (2005) encontró para el Parque Provincial Potrero de Yala una disminución en la densidad de árboles al aumentar la altitud en las laderas con exposición Sur y Este, pero no en las laderas con exposición Norte y Oeste. En cambio, Brown *et al.* (2001) no observan cambios importantes en los valores de densidad entre un bosque situado a 600 m snm y otro a 1600 m snm. Esto sugiere que la densidad se mantiene relativamente constante entre altitudes en Yungas. En general, el área basal tiende a aumentar con la altitud (Lieberman *et al.*, 1996; Vázquez y Givnish, 1998). Esto no ocurrió en Zapla, probablemente debido a la alta mortalidad de árboles encontrada en la parcela a 2050 m snm (54 árboles muertos).

La abundancia de individuos por especie y la frecuencia de ocurrencia de las especies estuvieron positivamente correlacionadas, sugiriendo que las especies más abundantes tienden a ocupar más sitios, esto quiere decir que las especies no crecen agrupadas. Como excepción, están las especies que están ubicadas por debajo de la línea de correlación, que son las que si tienden a presentar una distribución agregada, como *Prunus tucumanensis* y *Allophylus edulis*, que presentó un pico de abundancia a los 1600 m snm (192 individuos), pero no fue censada a los 2050 m snm. Las especies ubicadas por arriba de la línea de correlación son las que están más desagregadas espacialmente. Un ejemplo de esto es *Cedrela lilloi,* que estuvo presente en todo el gradiente y además en varias sub-parcelas adentro de cada parcela. Otras especies con patrones simi-

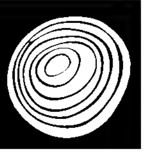


Tabla 3: Riqueza y diversidad en este estudio, en comparación al PN Baritú (Brown y Ramadori, 1988; Brown *et al.*, 2001), Los Toldos (Morales y Brown, 1996), Rio Pescado (Mármol, 1992), PP Yala (Carranza, 2005), este estudio (Serranías de Zapla), Cornisa (Mármol, 1992) y PN El Rey (Brown *et al.*, 1985). Los sitios de izquierda a derecha están ordenados de Norte a Sur.

		Baritú	Los Toldos	Río Pescado	Yala	Serranías de Zapla	La Cornisa	El Rey
Selva Montana	Riqueza, sp/ha	37-40				31		
	Diversidad	2.12				1.21		
	Área Basal, m²/ha	30.55				26.86	18.32	21 - 30
	Densidad, ind/ha	520		246	230-500	356	230	264 a 337
Transición	Riqueza, sp/ha		17			20		
	Área Basal, m²/ha	29.3				30.42		
	Densidad, ind/ha	790	384			559		
Bosque Montano	Riqueza, sp/0.1ha	14.3				12.6		
	Diversidad	2.24				0.9		
	Área Basal, m²/ha				7.88-13.81	19.14		

Los sitios de izquierda a derecha están ordenados de Norte a Sur.

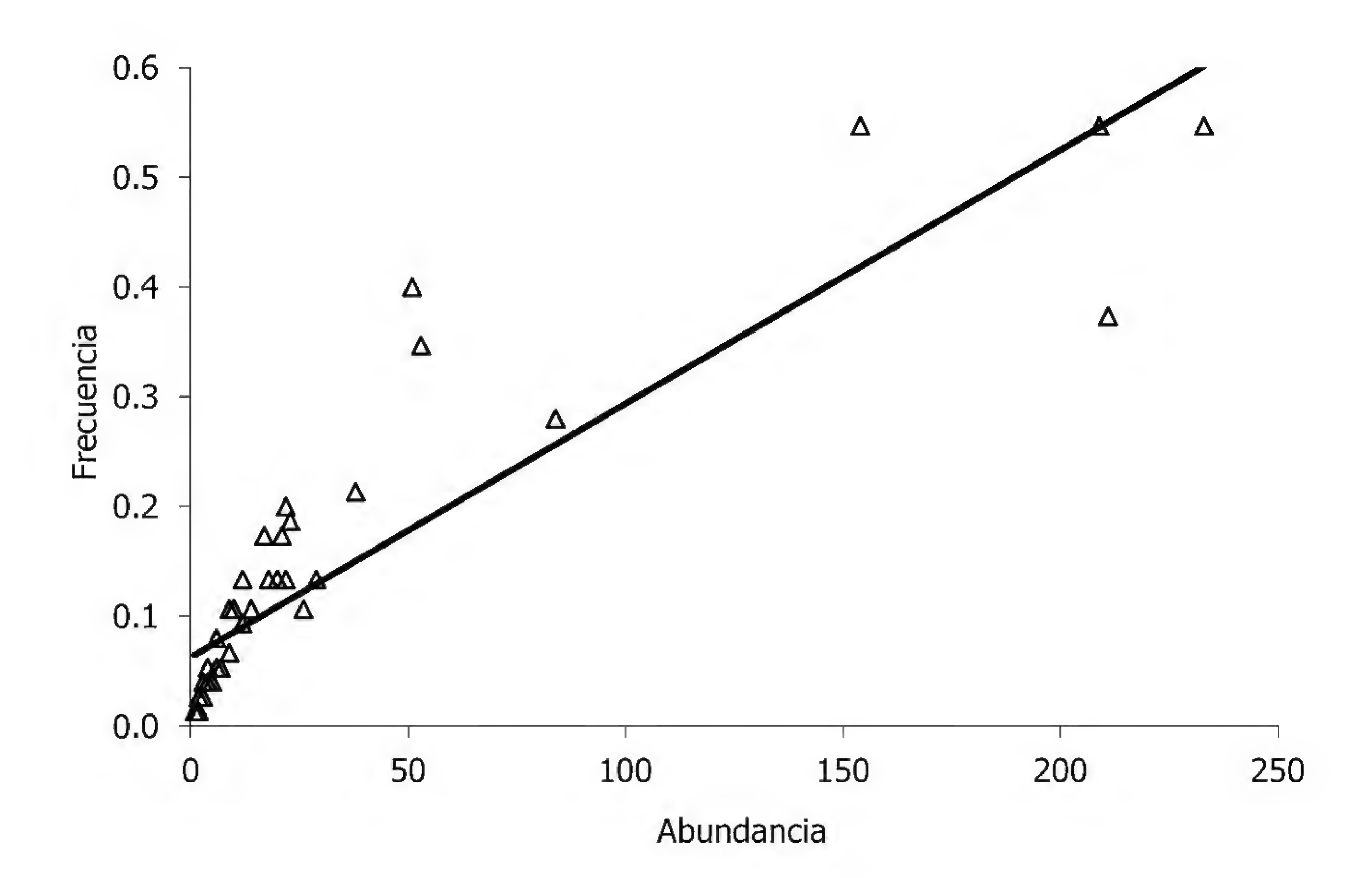


Figura 3: Relación entre frecuencia (número de sub-parcelas ocupadas/75) y abundancia de árboles (número total de individuos combinando las tres parcelas de muestreo) por especie presentes en las Serranías de Zapla, Provincia de Jujuy.

La línea es indicativa de la correlación positiva encontrada entre abundancia y frecuencia.

lares fueron *Sambucus nigra subsp. peruviana* y *Podocarpus parlatorei*.

La dominancia (λ) aumentó con la altitud (Tabla 2), siendo máxima en el Bosque Montano, donde la riqueza fue menor pero la densidad de individuos fue intermedia. En general, esto es así en todos los bosques montanos, donde unas pocas especies involucran la mayoría de los individuos (Carranza, 2005). Este patrón de pocas especies abundantes y muchas raras se da en todos los pisos altitudinales: las tres especies más abundantes por piso altitudinal (que varían entre elevaciones) aportan 41% de los individuos a los 1150 m snm, 86% a los 1600 m snm y 76% a los 2050 m snm. Las especies raras (definidas por un solo individuo por parcela) representan 38% a los 1150 m snm, 35% a los 1600 m snm y 20% a los 2050 m snm.

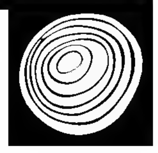
La composición, diversidad y estructura de las comunidades de árboles de las Serranías de Zapla variaron en función de la elevación. Este trabajo comprueba que la altitud impone límites a los rangos de las especies probablemente a través de variables climáticas, ecologías y fisiológicas. Los distintos pisos altitudinales de Zapla se parecen más a sitios ubicados a elevaciones similares aunque a cientos de kilómetros, que entre sí (Tabla 3). A pesar de la marcada influencia de los factores ambientales ligados a la altitud (temperatura y precipitación), que determinan la ocurrencia de bosques similares a elevaciones similares, los factores locales (ej. incendios y extracción maderera) imponen condiciones particulares que a su vez condicionan parámetros del bosque como área basal y densidad de individuo, esto refuerza la importancia de estudios a escala local. El presente estudio es un trabajo de ecología general donde se comparan tres tipos de bosques del extremo norte de Yungas de Argentina, a través de diferentes índices de diversidad y similitud. Si bien se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre ellas, es un trabajo acotado a una zona puntual de la estructura de Yungas.

Conclusiones

Este trabajo describe la composición, diversidad y estructura de un bosque en el extremo sur del Sector Norte de las Yungas argentinas. El recambio de especies fue importante a cortas distancias en un mismo piso altitudinal. A pesar de la influencia de los factores regionales, esto refuerza la importancia de estudios a escala local para dilucidar cómo responden las comunidades de árboles a las condiciones locales. Las especies tienden a ser exclusivas de un intervalo altitudinal determinado y luego desaparecen o son escasas en otras elevaciones. Esto refleja que las especies tienen un óptimo ecológico a lo largo del gradiente ambiental.

Los sitios Selva Montana a 1150 m snm y Bosque Montano a 2050 m snm se diferencian claramente entre sí como comunidades diferentes. La comunidad a 1600 m smn presenta una composición específica intermedia, aunque se parece más al bosque montano. Dentro de las parcelas, se encuentra un mayor recambio de especies a medida que aumenta la distancia entre los cuadrados comparados, lo que podría reflejar una limitación en la dispersión de los propágulos. El Bosque Montano estudiado es más homogéneo en términos de composición de especies que la Selva Montana. La riqueza específica y la diversidad de las comunidades arbóreas decrecen con incrementos en la altitud.

La densidad de individuos y el área basal del bosque presentan valores máximos a una altitud intermedia. Hay una dominancia más marcada a mayor altitud: se encuentran menos especies por hectárea, sin diferencias significativas entre los valores de área basal. La comunidad estudiada es una comunidad boscosa con pocas especies abundantes y muchas especies raras. De las 46 especies encontradas 17.4% (8) estuvo representada por un solo individuo y menos de 10% de las especies (5) cuenta con más de 100 individuos. Hay una correlación positiva entre la abundancia y la frecuencia de ocurrencia de las especies, sugiriendo que las especies más abundantes son aquellas que pueden ocupar una diversidad mayor de sitios. Este estudio indica la importancia de contar con gradientes altitudinales completos para la conservación de las selvas subtropicales de montaña del norte de la Argentina y que cada altitud tiene sus especies exclusivas.



Reconocimientos

Agradecemos a R. Guevara por la ayuda con el trabajo de campo y a la Fundación ProYungas por su apoyo logístico. La Fundación Nacional de Ciencias (EEUU) financió el establecimiento de las parcelas. Este trabajo se realizó en el marco del trabajo de tesis de licenciatura de la primera autora en la carrera de biología de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Jujuy.

Referencias

Analytical Software. 2003. Statistix for Windows. Analytical Software.

Anderson-Teixeira, K.J., A.D. Miller, J.E. Mohan, T.W. Hudiburg, B.D. Duval y E.H. DeLucia. 2013. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology* 19(7):2001–2021.

Ayup, M.M., L. Montti, R. Aragón y H.R. Grau. 2014. Invasion of *Ligustrumlucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. *ActaOecologica* 54:72–81.

Bach, K., M. Schawe, S. Beck, G. Gerold, S.R. Gradstein y M. Moraes R. 2003. Vegetación, suelos y clima en los diferentes pisos altitudinales de un bosque montano de Yungas, Bolivia: Primeros resultados. *Ecología en Bolivia* 38(1):3–15.

Bianchi, A.R. 1981. Las precipitaciones del noroeste argentino. INTA. Salta.

Blundo, C., L.R. Malizia, J.G. Blake y A.D. Brown. 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology* 28(1):83–95.

Brown, A.D. 1993. Fitogeografía y conservación de las Selvas de Montaña del Noroeste de Argentina. *In:* S. P. Churchill, H. Balslev, E. Forero y J.L. Luteyn, eds. Biodiversity and conservation of neotropicalmontane forests.The New York Botanical Garden. Nueva York. p:663–672.

Brown, A. D. y E. Ramadori. 1988. Patrón de distribución, diversidad y características ecológicas de las especies arbóreas de las selvas y bosques montanos del N.O. de la Argentina. *In*: Actas VI Congreso Forestal Argentino. Santiago del Estero. p:177–181.

Brown, A. D., S. Chalukian y L. Malmierca. 1985. Estudio florístico estructural de un sector de la selva semidecidua del Noroeste argentino. I. Composición florística, densidad y diversidad. *Darwiniana* 26(1):27–41.

Brown, A. D., H. R. Grau, L. R. Malizia y A. Grau. 2001. Argentina. *In:* M. Kapelle y A.D. Brown, eds.Bosques nublados del Neotrópico. San José. INBio. p:623–659.

Cabrera, A. 1976. Regiones fitogeográficas de la República Argentina. Enciclopedia de Agricultura, Jardinería y Fruticultura. Vol. 2. Acme. Buenos Aires.

Carranza, A.V. 2005. Bosque y selva montanos en Yala, Jujuy - Argentina. Universidad Nacional de Jujuy, EdiUnju. Jujuy.

Colwell, R.K. 2000. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. ver 8.2.0.

Condit, R., N. Pitman, E.G. Leigh Jr, J. Chave, J. Terborgh, R.B. Foster, P. Núñez, S. Aguilar, R. Valencia, G. Villa, H.C. Muller-Landau, E. Losos y S.P. Hubbell. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. *Science* 295(1):666–669.

Digilio, A. P. y P. Legname. 1966. Los árboles indígenas de la provincia de Tucumán. *Opera Lilloana* 15:1–107.

Gentry, A. H. 2001. Patrones de diversidad y composición florística en los bosques de las montañas neotropicales. *In*: M. Kapelle y A.D. Brown, eds. *Bosques nublados del Neotrópico*. INBio. San José. p:85-123.

Girardin, C.A.J., Y. Malhi, L.E.O.C. Aragao, M. Mamani, W. Huaraca Huasco, L. Durand, K.J. Feeley, J. Rapp, J.E. Silva-Espejo, M. Silman, N. Salinas y R.J. Whittaker. 2010. Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. *Global Change Biology* 16(12):3176–3192.

Grau, H. R. y A.D. Brown. 1993. Patterns of tree species diversity along latitudinal and altitudinal gradients in the Argentinean subtropical montane forests. *In*: S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero y J.L. Luteyn, eds. Biodiversity and conservation of neotropicalmontane forests. The New York Botanical Garden. Nueva York. p:295–300.

Homeier, J., S.W. Breckle, S. Günter, R.T. Rollenbeck y C. Leuschner. 2010. Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a

Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest: Ecuadorian Montane Forest Diversity and Structure. *Biotropica* 42(2):140–148.

Legname, P. 1982. Los árboles indígenas del noroeste argentino. *Opera Lilloana* 34:1–226.

Lieberman, D., M. Lieberman, R. Peralta y G.S. Hartshorn. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* 84(1):137–152.

Malizia, L.R. 2004. Diversity and distribution of tree species in subtropical Andean forests. St. Louis, Missouri: University of Missouri– St. Louis Department of Biology Program in Ecology, Evolution and Systematics.

Malizia, L.R., S. Pacheco, C. Blundo y A.D. Brown. 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2):53–73.

Mármol, L.A. 1992. Uso y conservación de ecosistemas en montañas subtropicales del Noroeste argentino. Salta: Consejo de Investigación. Universidad Nacional de Salta.

Morales, J. M. 1996. Comunidades arbóreas no saturadas en las Yungas de Argentina. *Ecología Austral* 6:17–22.

Morales, J. M. y A.D. Brown. 1996. Bosques montanos con diferente intensidad de explotación. *Bosques y Desarrollo* 17:51–52.

Morales, J. M., M. Sirimbra y A.D. Brown. 1995. Riqueza de árboles en las Yungas argentinas. *In:* A.D. Brown y H.R. Grau, eds. Investigación, conservación y desarrollo en selvas subtropicales de montaña. Proyecto de Desarrollo Forestal - L.I.E.Y. Tucumán. p:163–174.

Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Vol. 1. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza.

Ojeda, R.A. 1999. Biodiversidad y conservación de mamíferos de la interfase tropical-templada de Argentina. *In*: S.D. Matteucci, O.T. Solbrig, J. Morello y G. Halffter, eds.Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de Latinoamérica.EUDEBA-UNESCO Colección CEA. Buenos Aires. p:443–462.

Ojeda, R.A., R.M. Barquez, J. Stadler y R. Brandl. 2008. Decline of Mammal Species Diversity Along the Yungas Forest of Argentina. *Biotropica* 40(4): 515–521.

Rahbek, C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. *Ecology Letters* 8(2):224–239.

R Development Core Team. 2012. The R Project for Statistical Computing (version 2.15.2). Viena, Austria.

Ricklefs, R. E. 1998. Invitación a la ecología. La economía e la naturaleza. 4th ed. Buenos Aires, Argentina: Panamericanana.

Rosenberg, M. S. y C.D. Anderson. 2011. PASSaGE: pattern analysis, spatial statistics and geographic exegesis. Version 2.*Methods in Ecology and Evolution* 2(3):229–232.

Stephenson, N.L. y P.J. Mantgem. 2005. Forest turnover rates follow global and regional patterns of productivity: Patterns in forest turnover rates. *Ecology Letters* 8:(5)524–531.

The Plant List. 2013. *version 1.1.*

Vazquez, G. y T.J. Givnish. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of ecology* 86(1):999–1020.

Zamora Nasca, L., L. Montti, R. Grau y L. Paolini. 2014. Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrumlucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. *Bosque (Valdivia)* 35(2):195–205.

Manuscrito recibido el 18 de diciembre de 2014.
Aceptado el 1 de octubre de 2015.

Este documento se debe citar como:
Cuyckens, G.A.E., L.R. Malizia y C. Blundo. 2015. Composición, diversidad y estructura de comunidades de árboles en un gradiente altitudinal de selvas subtropicales de montaña (Serranías de Zapla, Jujuy, Argentina). *Madera y Bosques* 21(3):137-148.

Madera y Bosques vol. 21, núm. 3: 149-160 Otoño 2015



Respuesta climática del ciprés (*Hesperocyparis guadalupensis*) en Isla Guadalupe, Baja California, México

Climatic response of Guadalupe cypress (*Hesperocyparis guadalupensis*) in Guadalupe island, Baja California, Mexico

José Villanueva Díaz[1*], Julián Cerano Paredes[1], Nadia C. Olivares Bañuelos[2], Miguel Valles Pérez[3], David W. Stahle[4], Rosalinda Cervantes Martínez[1]

1 Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera (CENID RASPA). Gómez Palacio, Durango. México.
*Autor para correspondencia. villanueva.jose@inifap.gob.mx

2 Dirección Reserva de la Biósfera Isla Guadalupe. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Ensenada, B.C., México. islaguadalupe@conanp.gob.mx

3 Departamento de Incendios. Comisión Nacional Forestal. Zapopan, Jalisco. mvalles@conafor.gob.mx

4 Departamento de Geociencias. Universidad de Arkansas. Fayetteville, Arkansas. E.U.A. dstahle@uar.edu

Resumen

Una serie dendrocronológica climáticamente sensitiva de anillo total se desarrolló en Isla Guadalupe con la especie endémica ciprés de Guadalupe (*Hesperocyparis guadalupensis* (S. Watson) Bartel. Var. *guadalupensis*). La cronología comprende los últimos 205 años (1804-2008) y mostró una respuesta significativa (r = 0.45 a 0.48, p<0.0001) con cronologías de anillos de árboles procedentes de Baja California, California y Sur de Canadá, utilizadas para análisis del impacto y reconstrucción del PDO. No obstante, esta asociación fue débil con cronologías desarrolladas en la Sierra Madre Occidental, que probablemente estén influenciadas por otros fenómenos circulatorios. Se encontró una respuesta significativa con registros instrumentales (r= 0.414, p<0.0001, n = 109) y reconstruidos (r= 0.68 p<0.0001, n= 109) del PDO. La cronología se asoció significativamente con la lluvia enero-noviembre de Ensenada (r= 0.65, p<0.0005, n= 44), indicando potencial para reconstrucciones de clima. El análisis espectral de la serie dendrocronológica detectó la presencia de frecuencias significativas de 12 años a 28 años y de 50 años a 70 años, que se relacionan con el PDO; mientras que la frecuencia significativa de 6.8 años pudiera estar relacionada con ENSO. Dado que la cronología se ubica en el extremo más al sur de la influencia del PDO, esta puede ser de utilidad para determinar el área de influencia de este fenómeno y el posible impacto de otros como ENSO. La respuesta climática encontrada con esta especie, abre oportunidades para nuevas investigaciones paleoclimáticas, que a la vez son importantes para promover acciones de restauración de ecosistemas y la conservación de esta y de otras especies asociadas.

Palabras clave: ciprés de Guadalupe, dendrocronología, ENSO, frecuencias, PDO, sequías.

Abstract

A climate-sensitive ring-width chronology of the endemic Guadalupe cypress (*Hesperocyparis guadalupensis*) was developed for the Guadalupe Island. The chronology length covers the last 205 years (1804-2008) and was significantly correlated (r = 0.45 a 0.48, p<0.000) with ring-width chronologies from the areas of Baja California, California, and southern Canada formerly used to analyze the influence and for reconstruction purposes of the PDO. This association was weak and non-significant with chronologies developed along the western slopes of the Sierra Madre Occidental, probably influenced by other circulatory patterns. The cypress chronology showed a significant association with instrumental (r= 0.414, P<0.000, n = 109) and reconstructed (r= 0.68 p<0.000, n= 109) indices of the PDO. The chronology was significantly associated (r= 0.65, p<0.0005, n= 44) with the January-November precipitation for weather stations in Ensenada indicating potential for climate reconstructions. The spectral analysis of the ring-width chronology detected significant peaks at frequencies from 12 to 28 years and 50 to 70 years which are associated to the PDO effect, and peaks of 6.8 more related to the ENSO effect. The location of the chronology at the southern extreme of the PDO influence area may be important to analyze in greater detail the impact of the PDO and other atmospheric phenomena such as ENSO. The observed climatic response of cypress opens new research opportunities for paleoclimatic studies and may be useful to plan for restoration and conservation actions of this and other associated species.

Keywords: Guadalupe cypress, dendrochronology, ENSO, frequencies, PDO, droughts.

Introducción

El ciprés de Guadalupe (*Hesperocyparis guadalupensis* var. *guadalupensis*) es una especie arbórea endémica de la Isla Guadalupe en el Pacífico mexicano, territorio que se ubica a 260 km de la costa de Baja California y a 400 km al suroeste de Ensenada. El ciprés se cataloga en estado crítico de conservación, debido al impacto continuo, que por casi dos siglos sufrió la especie, debido a la presencia de ganado caprino introducido a la isla por navegantes y cazadores a inicios del siglo XVIII (Luna *et al.*, 2007). Después de su introducción a la isla, las cabras se propagaron ilimitadamente hasta alcanzar una población superior a 100 000 cabras y convertirse en un problema serio para la conservación de esta y de otras especies arbóreas y herbáceas endémicas (León de la Luz *et al.*, 2003), debido al consumo directo del follaje e indirectamente por la erosión del suelo. Esta situación limitó el desarrollo de la vegetación y la regeneración de diversas especies nativas, algunas de ellas extintas por esta causa (Moran, 1996).

La erradicación de las cabras ferales en isla Guadalupe durante el período 2003-2006, constituyó la primera acción para iniciar la restauración de los ecosistemas terrestres ahí presentes (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2011). Antes de la remoción de las cabras, se estimaba una población de cipreses de 4000 árboles distribuidos en aproximadamente 100 ha (Rodríguez, 2006), pero un incendio, que se inició de manera accidental el 15 de septiembre de 2008, diezmó la población en cerca de 60% y causó estragos físicos en los individuos remanentes (Oberbauer *et al.*, 2009). Esta situación, aunque dañina para la salud y vigor del arbolado, permitió la liberación de miles de semillas de sus conos serotinos, que al caer en una cama fértil, derivada de la liberación de nutrientes durante el incendio, favorecieron el reclutamiento de plántulas de ciprés y de otras especies asociadas (Oberbauer *et al.*, 2009).

El ciprés es una especie longeva, con una edad estimada de 150 años a 160 años para árboles con un diámetro de 50 cm y de 350 años a 500 años, para diámetros mayores (1.2 m a 1.4 m) (Oberbauer *et al.*, 2009). Esta situación sugiere, que la especie produce anillos de crecimiento anual; no obstante, no se ha encontrado información previa de su uso con fines dendrocronológicos (Grissino-Mayer, 1993) o para estudios de dinámica de vegetación, que permitan definir las tasas de reclutamiento, relación entre diámetro, edad, incremento radial anual y otras relaciones estructurales, que apoyen acciones de conservación y de restauración.

La ubicación geográfica de la población de ciprés la hace de sumo interés paleoclimático, particularmente al considerar el potencial impacto de fenómenos de circulación general como son la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés) y El Niño Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), que pueden afectar la isla y que influyen en la variabilidad climática del noroeste de México y región del pacífico de Norte América (Biondi *et al.*, 2001).

Objetivo

El objetivo de este estudio fue definir el potencial dendrocronológico del ciprés de Guadalupe y analizar la respuesta climática e influencia de patrones atmosféricos circulatorios en su desarrollo.

Materiales y Métodos

La isla Guadalupe se ubica a 260 km de la costa de Baja California, en las coordenadas geográficas 29° 06’ 40” de Latitud Norte y 118° 19’ 12” de Longitud Oeste, con una altitud que fluctúa entre 0 m y 1300 m (Fig. 1). El clima es de tipo mediterráneo con lluvias invernales y alta influencia de los vientos del noroeste y ciclones. La precipitación anual fluctúa entre 100 mm y 300 mm (Oberbauer, 2006); la temperatura media anual es de 16.2 °C a 20.4 °C. La isla muestra un gradiente climático muy marcado en una orientación de noroeste a sureste, donde la parte más elevada posee mayor precipitación[1]. La precipitación disminuye en el extremo sureste, donde las condiciones

1 Aun cuando la precipitación en esta parte más elevada no se ha cuantificado, se puede tener una idea del volumen ahí precipitado, con base en la existencia de un bosque de coníferas con *Pinus radiata*. Los requerimientos hídricos de esta especie se complementan con la presencia de neblina, ya que en condiciones ideales prospera en sitios con alrededor de 750 mm, aunque puede sobrevivir con la mitad, en sitios de mayor humedad relativa.



Figura 1. Localización geográfica de Isla Guadalupe y sitio donde se realizó la colecta de secciones trasversales de árboles muertos de ciprés.

climáticas se tornan áridas, dando paso a una vegetación de tipo desértico (Morán, 1996).

La isla es de origen volcánico con una superficie total de 476 971 ha, en la que se han documentado 216 especies de flora vascular, de las cuales, 117 se consideran nativas de la isla. En términos de comunidades vegetales se tiene la presencia de bosques de pino dominados por *Pinus radiata* var. *binata*; bosques de cipreses con dominancia de *Hesperociparis guadalupensis*; vegetación de chaparral con la presencia de diversas especies de los géneros *Ceanothus*, *Arctostaphylos* y *Heteromeles*; matorral de artemisia de Guadalupe; encino-bosque bajo de cañadas, palmar, bosque bajo de enebros y pastizal (Oberbauer, 2006).

La obtención de las muestras de madera fue realizado en octubre de 2010, por personal de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), Reserva de la

Biósfera "Isla de Guadalupe" y consistió en la obtención de secciones trasversales de árboles de ciprés muertos en el incendio de septiembre de 2008. El número de secciones colectadas fue de 46, las cuales se obtuvieron de especímenes con diámetros a la base del tronco entre 20 cm y 60 cm. Las secciones se procesaron en el Laboratorio de Dendrocronología del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap), en Gómez Palacio, Durango. El proceso de preparación de la madera consistió en la restauración de aquellas secciones dañadas y en uniformizar el grosor de las mismas (2.5 cm) con fines de manejo y medición de sus crecimientos. El pulido de la madera se realizó con una lijadora mecánica mediante lijas en una secuencia de grano de 200 a 1200. El procedimiento anterior permitió resaltar las estructuras celulares e hizo más nítidos los límites de las bandas de crecimiento anual, lo cual facilitó diferenciar entre anillos de crecimiento.

Para asignar fechas anuales a los crecimientos, estos se contaron y prefecharon mediante técnicas dendrocronológicas convencionales (Stokes y Smiley, 1968). Esta información también fue de utilidad para estimaciones de edad, ya que las secciones se colectaron de la base del tronco de individuos muertos, donde se presenta el máximo número de crecimientos. Posteriormente, cada crecimiento anual se midió con un sistema de medición Velmex (Robinson y Evans, 1980). Para corroborar la calidad del fechado, la base de datos de medición de anillo total, se corrió en el programa COFECHA, *software* que compara estadísticamente el fechado de cada muestra al correlacionar sucesivamente segmentos de 50 años con traslapes de 25 años (Holmes, 1983).

Para la generación de las cronologías se utilizó el programa ARSTAN (Cook y Holmes, 1986), que tiene como objetivo primordial eliminar las tendencias biológicas y maximizar la señal climática (Fritts, 1976). Las series dendrocronológicas derivadas de este análisis tuvieron una media de 1.0 y una varianza relativamente homogénea; de tal manera, que los crecimientos más internos, se pudieron comparar con los externos (Cook, 1985).

Debido a que la climatología de la Isla Guadalupe pudiera tener la influencia de fenómenos atmosféricos circulatorios que afectan esta región, la cronología de anillo total generada se comparó con la precipitación acumulada de las estaciones climáticas más cercanas; así como con las series dendrocronológicas utilizadas para reconstruir índices del PDO en sus zonas extremas; es decir, aquellas procedentes de las costas de California y Baja California (Biondi *et al.*, 2001), así como de Alberta, Canadá (McDonald y Case, 2005). De igual manera, se utilizaron cronologías desarrolladas en la Sierra Madre Occidental (SMO) que tienen una influencia significativa de ENSO (Stahle *et al.*, 1998; Villanueva *et al.*, 2009).

Los índices dendrocronológicos de *Hesperociparis guadalupensis* se compararon tanto con los registros instrumentales (índices mensuales y promedios estacionales) como con los índices reconstruidos de PDO, para de esta manera definir la influencia de dicho fenómeno y su impacto en la climatología de la isla. El PDO consiste en un patrón de variabilidad climática del Pacífico que cambia a escala interdecadal en períodos aproximados de 20 años a 30 años. Este patrón se detecta debido a un calentamiento o enfriamiento de las aguas superficiales del Océano Pacífico por encima de los 20°. Durante la fase cálida o positiva, la parte oeste del Pacífico se enfría y la porción oriental se calienta; ocurre lo contrario durante la fase fría (Hare y Mantua, 2000). Los índices de los registros instrumentales se derivan de los valores estandarizados de PDO del primer componente principal, el cual incluye la mayor varianza posible de las anomalías de temperatura media del agua del mar de la parte norte del Océano Pacífico, aproximadamente a 20° N (Mantua *et al.*, 1997). Los índices dendrocronológicos también se compararon con los valores reconstruidos de ENSO para el período estacional diciembre-febrero para el norte de México (Stahle *et al.,* 1998).

Para detectar frecuencias dominantes en las series de crecimiento, usando el *software* BENOIT versión 1.3 (Trusoft Int´l Inc., 1999), se corrió un análisis espectral el cual, mediante gráficos de densidad espectral *versus* frecuencia, identifica la recurrencia de anomalías climáticas. Los picos significativos ($p < 0.01$) detectados en el análisis espectral, se contrastaron con las frecuencias dominantes



derivadas de datos registrados y reconstruidos que caracterizan a fenómenos circulatorios como el PDO y ENSO.

Resultados y discusión

De las secciones trasversales analizadas (46 en total), no se detectó una asociación significativa entre el diámetro de las secciones y el número de anillos presentes ($r= 0.12$, $p > 0.05$, $n = 46$). Es decir, que árboles con diámetros menores tuvieron una edad similar o mayor a especímenes con diámetros superiores. Esta situación puede ser indicativo de la supresión del arbolado debido a competencia o al ramoneo de las cabras, que limitaron su desarrollo radial, mediante la remoción del tejido fotosintético. También puede deberse a diferencias locales en términos de fertilidad del suelo y otros aspectos físico-químicos del mismo; es decir, que en ciertas condiciones de calidad de sitio, un diámetro menor no fue indicativo de menor edad y viceversa. Esta situación se corrobora con el arbolado de mayor diámetro (55 cm a 60 cm) y edades en el rango de 180 años a 200 años, similar a diámetros con menor dimensión (20 cm a 25 cm) (Fig. 2).

Debido al fuste irregular de la especie, la médula (parte central donde se encuentra el primer anillo de crecimiento) presenta excentricidad. Este comportamiento es común para muchas especies y, en particular, cuando están sujetas al impacto de vientos de alta intensidad o disturbio antropogénico. Por esta situación, se dificultó fechar los crecimientos debido a problemas de compresión y de liberación. No obstante lo anterior, se generó una cronología que se extendió de 1804 a 2008 (205 años), la cual mostró una correlación entre series de 0.389, que supera el valor de correlación crítico de 0.3281, $p < 0.01$, para considerarlo adecuadamente fechado (Holmes, 1983). Otros parámetros analizados como la sensibilidad media, que se refiere al cambio relativo en el grosor de los anillos de un año con relación al siguiente, tuvo un valor de 0.252; el valor de la desviación estándar, que indica la dispersión de los datos con respecto a la media, fue de 0.767 y la relación señal-ruido fue de 17.83; este último valor está relacionado con el potencial de la especie para reconstrucciones climáticas (Fritts, 1976).

De la integración de los parámetros cuantificados, se deduce que la especie en cuestión tiene alto potencial para definir la variabilidad hidroclimática que caracteriza a la isla y el comportamiento de los posibles patrones circulatorios que la impactan.

La cronología de anillo total desarrollada muestra valores de los índices por debajo de la media (1.0), indica-

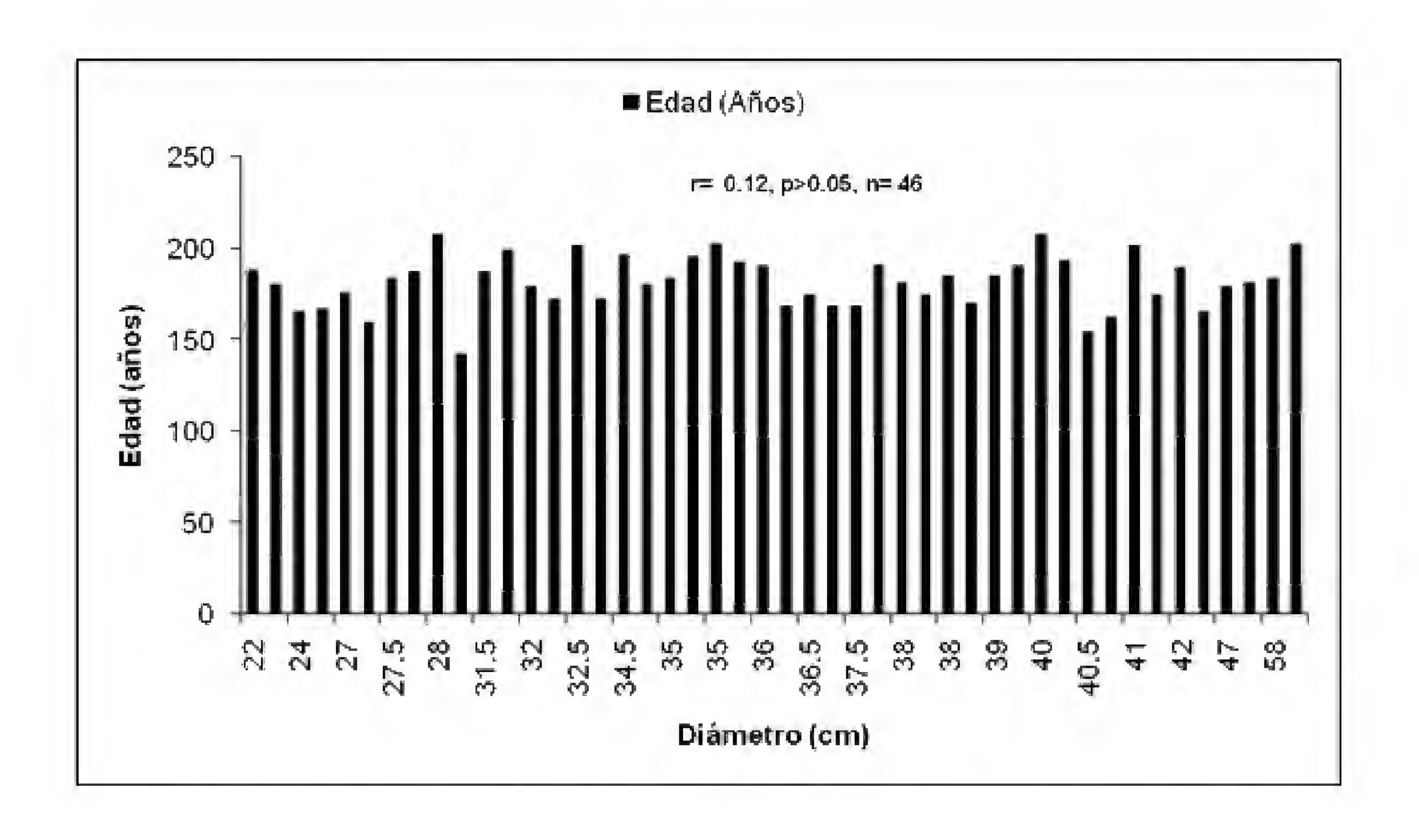


Figura 2. Relación entre diámetro y edad de especímenes de ciprés en Isla Guadalupe.

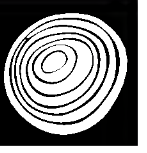
tivo de períodos secos y valores por encima de la media, en que la precipitación probablemente superó a la media histórica. En esta cronología, gran parte de los eventos de baja frecuencia corresponden a sequías, las cuales se presentaron en las décadas de 1820, 1840, 1860-1870, 1890-1810, 1930-1940, 1960-1980 y 2010 (Fig. 3). Algunas de estas sequías, como las del período 1930-1950 han sido documentadas en estudios previos para la península de Baja California (Diaz *et al.*, 2001, Meko *et al.*, 2013) o bien se han identificado mediante la presencia de incendios ocurridos en años secos de las décadas de 1840, 1860-1870, 1890, 1930 y 1940, en bosque mixtos del Parque Nacional San Pedro Mártir en Baja California Norte (Stephens *et al.*, 2003).

No fue posible realizar una correlación directa entre los datos mensuales o estacionales de variables climáticas registradas en la estación climática en la isla y la serie dendrocronológica. Lo anterior se debió a lo limitado de los registros meteorológicos y a la calidad de los mismos, que muestran muchos años con datos perdidos, además de una corta extensión. No obstante, la cronología se contrastó con información de la precipitación acumulada enero-noviembre de las estaciones climáticas Las Escobas (30° 33'N, 115° 56' WG; 27 m) y Santa María del Mar, Ensenada (30° 25'N, 115° 53' WG), en la que se encontró una asociación significativa para el período 1957-1980 (r= 0.65, p<0.0005, n= 44). Esto sugiere que los anillos de crecimiento explican más de 40% de la variabilidad en la precipitación anual que se registra en dichas estaciones; situación que pudiera ser utilizada para fines de reconstrucción paleoclimática (Fig. 4).

La comparación entre la cronología de ciprés y otras, previamente desarrolladas para la planicie costera de Norteamérica y de la vertiente occidental de la SMO, mostró que las mayores correlaciones (0.45-0.48, p < 0.000, n= 101) se obtuvieron con la comparación de aquellas ubicadas en la parte sur de California (Pine Mountain North, Fry Creek, Sta Ana) y norte de Baja California (Tasajera, Mt. Laguna); esta correlación disminuyó (0.10 a 0.45) para el sur de Alberta, Canadá y fue aún menor (-0.06 a 0.35) para las ubicadas en la vertiente occidental de la SMO (Fig. 5). Lo anterior sugiere, que los patrones circulatorios que explican la variabilidad climática de baja frecuencia para California, Baja California y sureste de Canadá son los mismos que afectan Isla Guadalupe y del que se ha demostrado una mayor influencia es el PDO (Biondi *et al.*, 2001; MacDonald y Case, 2005).

La comparación entre los registros mensuales y estacionales de los índices del PDO y los índices dendrocronológicos de ciprés mostró una asociación significativa (r= 0.414, P<0.000, n = 109). Esta asociación se incrementó hasta 0.85 para el período 1961 a 1991; sin embargo, la mayor asociación se obtuvo al comparar los índices dendrocronológicos de anillo total y los índices de PDO reconstruidos por Biondi *et al.* (2001), con cronologías de la región de California y Baja California. En esta última comparación, se encontró una correlación de 0.68 (p<0.000, n= 109), la cual se incrementó a 0.81 para el período 1950-1991 (Fig. 6). Este resultado corrobora la respuesta climática común entre la cronología de isla de Guadalupe y las de California y noroeste de Baja California, lo que es indicio de que esta región es afectada por fenómenos circulatorios de amplio impacto como el PDO.

Del análisis espectral, se determinó que la serie dendrocronológica posee picos significativos (p < 0.01) a frecuencias de (6.8, 9, 10, 12.7, 15.8, 29.6 y 51.8) años (Fig. 7). Frecuencias significativas alrededor de 50 años a 70 años se relacionan con el impacto del PDO para los últimos 200 años (Minobe, 1999; McDonald y Case, 2005). Las frecuencias de (9, 10, 12.7, 15.8, 29.6) años, también se enmarcan en reconstrucciones previas de PDO, donde los picos dominantes se han encontrado en el orden de 12 años a 28 años (Biondi *et al.*, 2001; D'Arrigo *et al.*, 2001; Gedalof *et al.*, 2002, Mantua y Hare, 2002). La influencia del PDO en regular la teleconexión entre el clima de Norteamérica y Pacífico Ecuatorial durante eventos Niño y Niña (Brown y Conrie, 2004) pudiera explicar la frecuencia significativa de 6.8 años encontrada en este análisis, la cual ha sido documentada previamente para el sur de Baja California y norte de México (Stahle *et al.*, 1998; Diaz *et al* 2001).



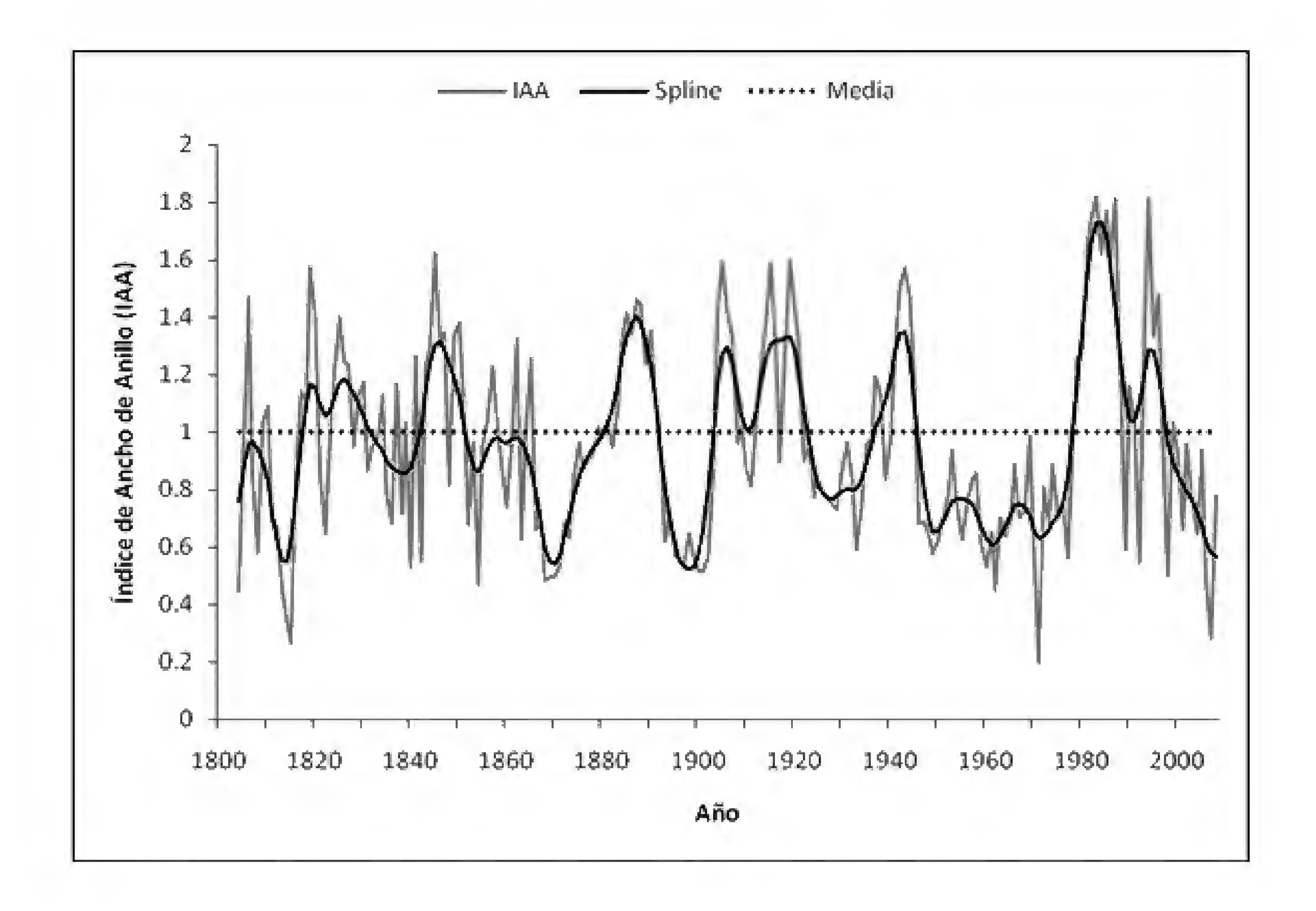


Figura 3. Serie dendrocronológica de anillo total para el período 1805-2008 (205 años).
La línea obscura flexible es una curva suavizada ("*spline*") a nivel década para resaltar eventos de baja frecuencia (Cook y Peters, 1981).

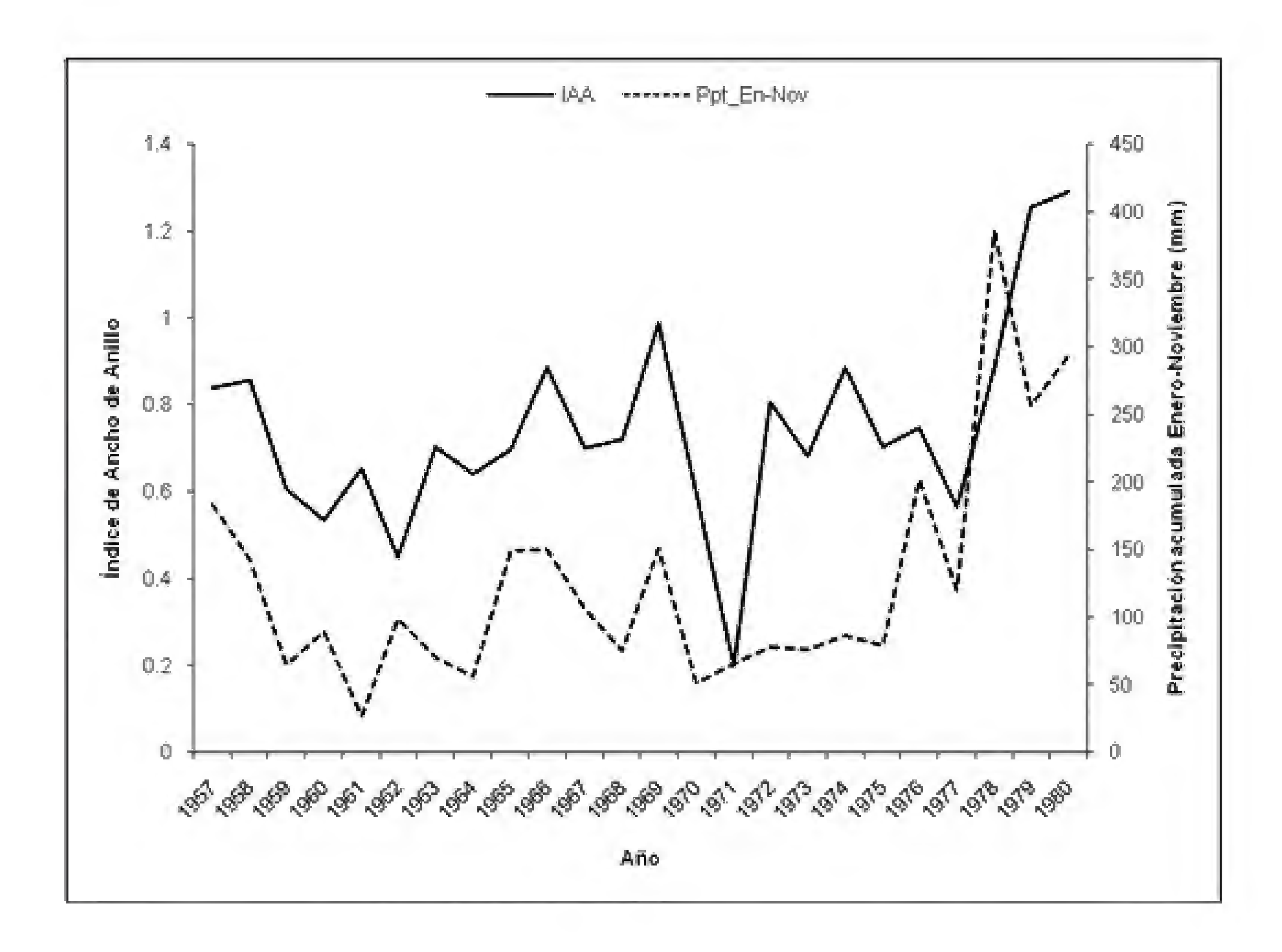


Figura 4. Relación entre los índices dendrocronológicos del ciprés de Guadalupe y la precipitación estacional acumulada enero-noviembre de las estaciones "Las Escobas" y "Santa María del Mar", Ensenada, Baja California.

Por lo que respecta a la influencia de ENSO en esta región, la asociación con los índices ENSO del período invernal (Allan *et al.*, 1996; Stahle *et al.*, 1998) resultó significativa, pero negativa (r= -0.28, p<0.004; n= 102); esta asociación se incrementó a -0.33 para el período de 1900 a 1977 (Fig. 8). Este resultado se pudiera atribuir a que la temperatura de la superficie del mar en el Norte del Pacífico integra el efecto de ENSO; fenómeno que muestra su efecto máximo en la región Este del Pacífico Tropical y una menor influencia en el Norte del Pacífico (Newman *et al.*, 2003), aunque a nivel década el efecto se revierte (Zhang *et al.*, 1997).

Las causas que determinan la presencia del PDO no son del todo conocidas, por lo que su predictibilidad es limitada. A pesar de lo anterior, el mejoramiento paulatino en la información climática disponible, puede contribuir a generar un mayor y mejor entendimiento de este fenómeno, que muestra tendencias estacionales y multianuales (Mantua *et al.*, 1997). Dada la influencia significativa del PDO en la modulación del clima de la Isla Guadalupe, el entendimiento de este fenómeno resulta de gran relevancia en esta región de México. Por lo anterior, los estudios paleoclimáticos con el ciprés de Guadalupe, pueden aportar mayores conocimientos para un mejor entendimiento histórico de este fenómeno circulatorio, de la extensión territorial de su impacto y de sus posibles tendencias con fines predictivos.

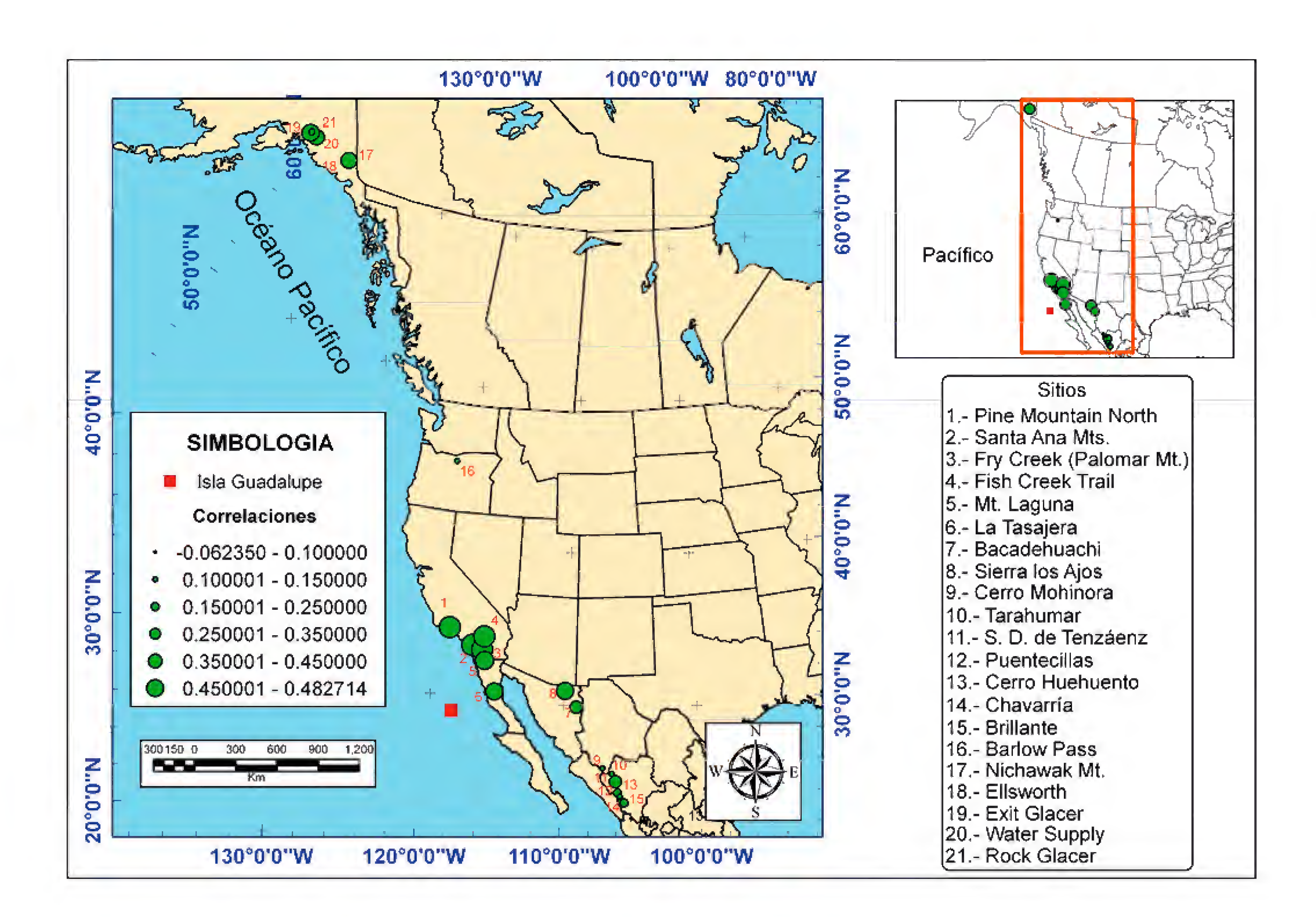


FIGURA 5. Asociación entre los índices dendrocronológicos de anillo total del ciprés de Guadalupe y cronologías desarrolladas para California, Baja California, Alberta, Canadá y Sierra Madre Occidental.



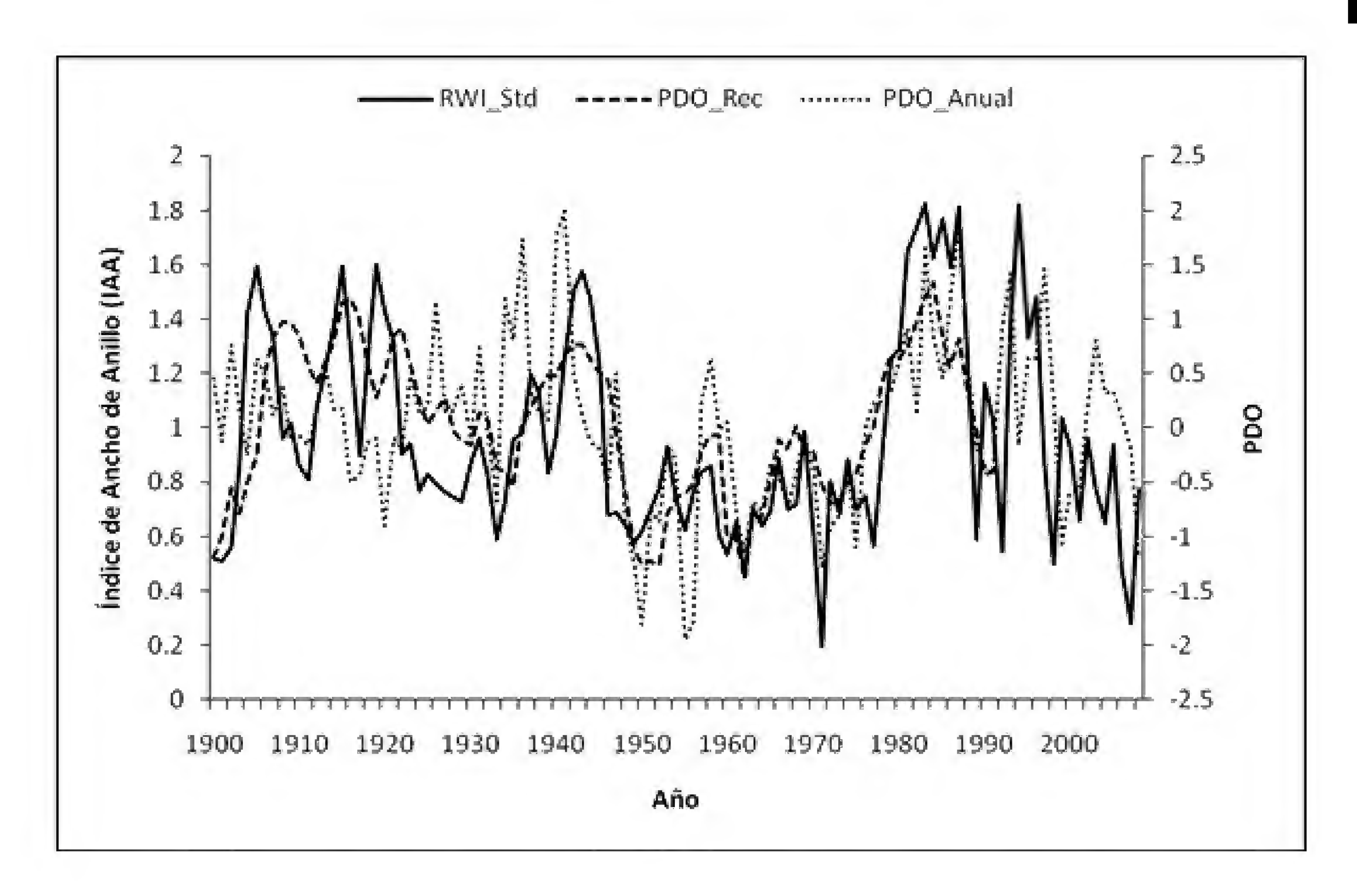


Figura 6. Comparación en el comportamiento de los índices dendrocronológicos (RWI_Std) y los datos instrumentales (PDO_Anual) (Mantua *et al.*, 1997) y reconstruidos de PDO (PDO_Rec) (Biondi *et al.*, 2001).

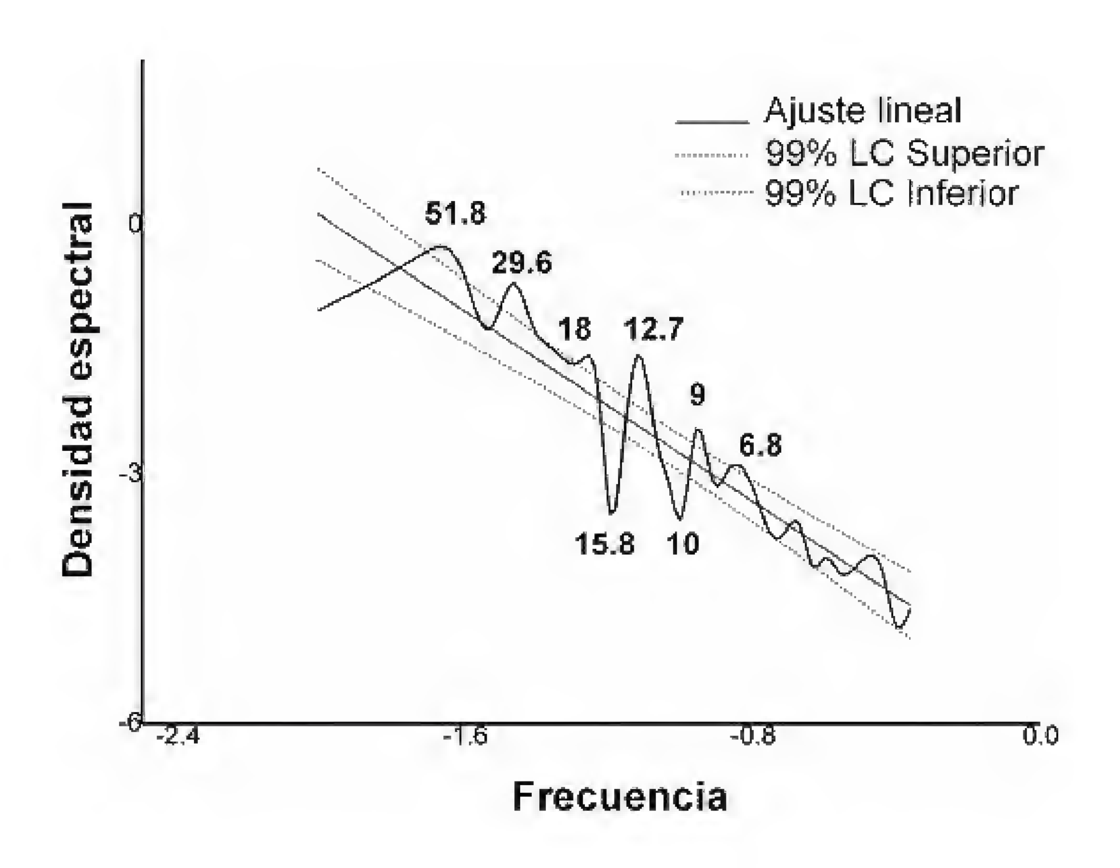


Figura 7. Análisis espectral de la serie dendrocronológica del ciprés de Guadalupe, donde se evidencia la presencia de picos significativos a frecuencias aproximadas de (7,10, 15, 30 y 50) años.

Conclusiones

La relación entre diámetro y edad es relativamente baja en muchas especies arbóreas que se desarrollan en su ámbito natural. Para el caso del ciprés de Guadalupe, la relación entre ambas variables no fue significativa. Esta situación también se atribuye al efecto de cabras ferales que, por casi dos siglos, ramonearon la vegetación de la isla y por ende restringieron los crecimientos de la especie, enmascarando una posible relación entre ambas variables. Se logró generar una cronología de anillo total con una extensión de 205 años para el ciprés de Guadalupe, la cual no había sido estudiada previamente con este propósito.

Los parámetros estadísticos para determinar el potencial dendrocronológico del ciprés indicaron que la inter-correlación entre series, la desviación estándar, la sensibilidad media y la relación señal-ruido se encuentran dentro de los valores aceptables para fines de reconstrucción paleoclimática. En este aspecto, la serie dendrocro-

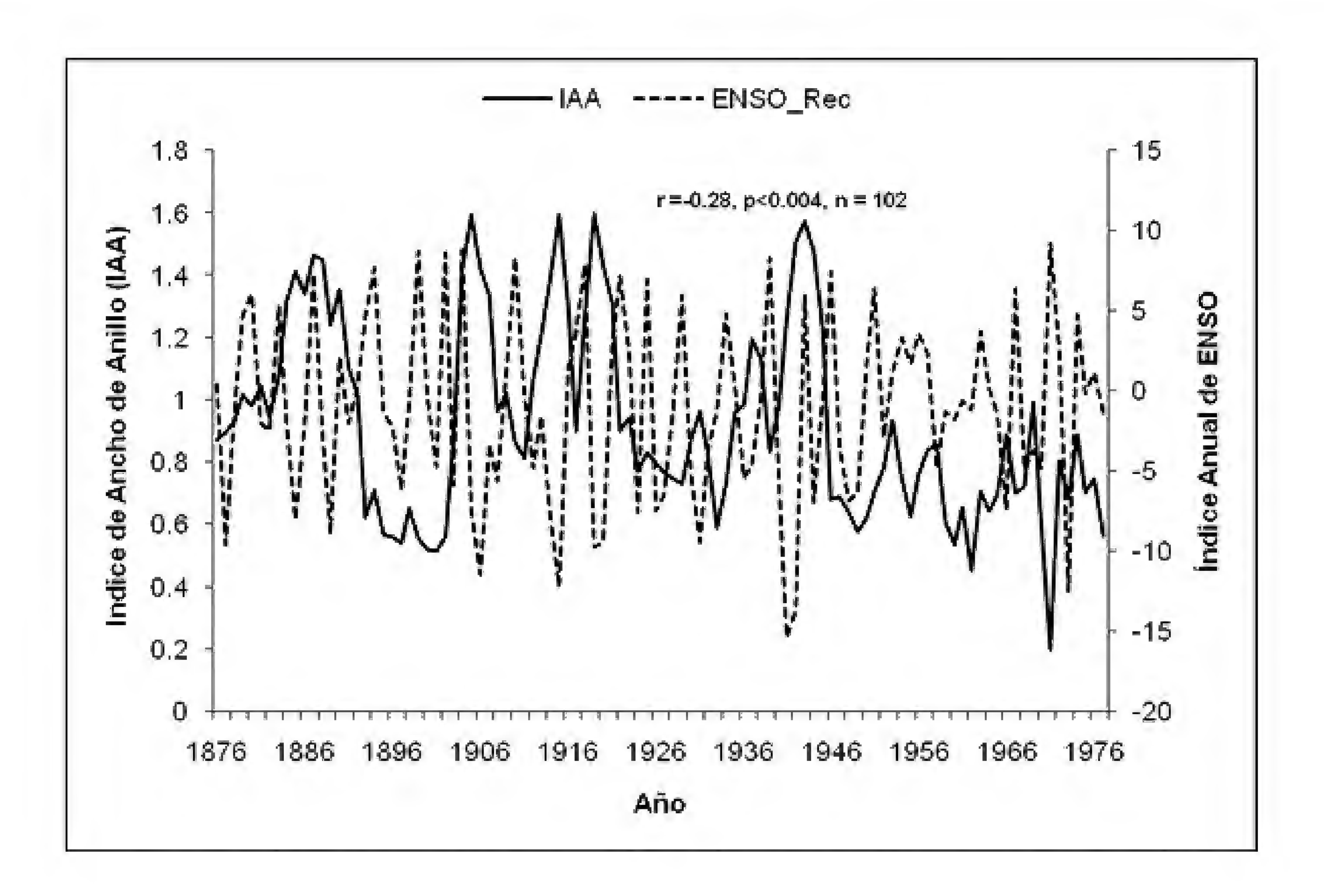


FIGURA 8. Relación entre los índices de anillo total de la cronología de ciprés de Guadalupe y los índices reconstruidos de ENSO para el período común estacional diciembre-febrero (Stahle *et al.*, 1998).

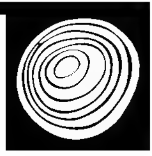
nológica de anillo total, mostró una asociación significativa con la precipitación acumulada enero-noviembre de estaciones climáticas ubicadas en el municipio de Ensenada, lo cual indica que los crecimientos anuales del ciprés de Guadalupe pueden explicar la variación interanual y multianual de la lluvia que se presenta en dicho municipio.

La ubicación de la especie en una isla del Océano Pacífico Mexicano y en el área más al sur de influencia de la Oscilación Decadal del Pacífico, la hacen de gran valía para estudios de verificación de la intensidad y ámbito de impacto de este fenómeno circulatorio. Esta situación se corroboró por la asociación significativa encontrada (r= 0.45 a 0.48, p < 0.000) con cronologías utilizadas para reconstrucciones de los índices de PDO en la región de California y de Baja California; así como por las frecuencias significativas detectadas en la cronología presentes en los rangos de (12 – 28) años y (50 – 70) años, que corresponden al efecto del PDO. La mínima asociación obtenida con cronologías ubicadas en la vertiente occidental de la Sierra Madre Occidental indica que dicho sistema montañoso tiene un impacto mayor de otros fenómenos circulatorios como son el Monzón de Norteamérica y ENSO.

El potencial que tiene la especie para estudios dendroclimáticos constituye un fundamento adicional para su protección y particularmente para la de aquellos especímenes longevos remanentes, que contienen en sus anillos de crecimiento anual información climática y ecológica, que puede ser extraída para fundamentar planes de restauración con fines de conservación de este y de otros organismos asociados presentes en la isla.

RECONOCIMIENTOS

El presente estudio se realizó con fondos otorgados a través del Instituto Interamericano para Investigación de Cambio Climático (IAI), proyecto CRN # 2047, a su vez financiado por el US/National Science Foundation (Grant GEO-0452325).



Referencias

Aguirre-Muñoz, A., A. Samaniego-Herrera, L. Luna-Mendoza, A. Ortiz-Alcaráz, M. Rodríguez-Malagón, F. Méndez-Sánchez, M. Felix-Lizárraga, J.C. Hernández-Montoya, R. González-Gómez, F. Torres-García, J.M. Barredo-Barberena y M. Lotofski-Robles. 2011. Island restoration in Mexico: ecological outcomes after systematic eradications of invasive mammals. *In*: C.R. Veitch, M.N. Clout y D.R. Towns, eds. Island Invasives: eradication and management. IUCN. Gland, Suiza. p:250-258.

Allan, R.J., J. Lindesay y D. Parker. 1996. El Niño/Southern Oscillation & climatic variability. CSIRO Publishing. 408 p.

Biondi, F., A. Gershunov y D.R. Cayan. 2001. North pacific decadal climate variability since AD 1661. *Journal of Climate* 14(1):5-10.

Brown, D.P. y A.C. Comrie. 2004. A winter precipitation 'dipole' in the western United States associated with multidecadal ENSO variability. Geophysical Research Letters 31. L09203, doi:10.1029/2003GL018726.

Cook, E.R. y K. Peters. 1981. The smoothing spline: a new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies. *Tree-ring bulletin* 41:45-53.

Cook, E.R. 1985. A time-series analysis approach to tree-ring standardization. Tesis doctoral. Department of Geosciences. University of Arizona. Tucson, AZ.

Cook, E.R. y R.H. Holmes. 1986. Guide for computer program ARSTAN. Laboratory of Tree Ring Research. The University of Arizona. Tucson, AZ. 9 p.

D'Arrigo, R., R. Villalba y G. Wiles. 2001. Tree-ring estimates of Pacific decadal climate variability. *Climate Dynamics* 18:219–224.

Diaz, S.C., R. Touchan y T.W. Swetnam. 2001. A tree-ring reconstruction of past precipitation for Baja California Sur, Mexico. *International Journal of Climatology* 21(8):1007-1019.

Fritts, H.C. 1976. Tree rings and climate. Academic Press. Londres. 567 p.

Gedalof, Z., N.J. Mantua y D.L. Peterson. 2002. A multi-century perspective of variability in the Pacific Decadal Oscillation: New insights from tree rings and coral. *Geophysical Research Letters* 29(24). 2204, Doi:10.1029/2002GL015824.

Grissino-Mayer, H.D. 1993. An updated list of species used in tree-ring research. *Tree-Ring Bulletin* 53:17-43.

Hare, S.R. y N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence of North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography* 47(2-4):103-145.

Holms, R.L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:69-78.

León de la Luz, J.L., J.P. Rebman y I. Oberbauer. 2003. On the urgency of conservation of Guadalupe Island, Mexico: is it a lost paradise?. *Biodiversity and Conservation* 12(5):1073-1082.

Luna Mendoza, L., A. Aguirre M., B. Keitt, S. Junak y B. Henry. 2007. The restoration of Guadalupe Island revisited. *Fremontia* 35:14-17.

MacDonald, G.M. y R.A. Case. 2005. Variations in the pacific Decadal Oscillation over the past millennium. *Geophysical Research Letters* 32. L0873, doi: 10.1029/2005GL022478.

Mantua, N.J., S.R. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace y R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78(6):1069-1079.

Mantua, N.J. y S.R. Hare. 2002. The Pacific Decadal Oscillation. *Journal of Oceanography* 58:35-44.

Meko, D.W., J. Villanueva D., D. Griffin, C.A. Woodhouse, C.L. Castro, C. Carillo y S.W. Leavitt. 2013. Sierra San Pedro Mártir, Baja California, cool-season precipitation reconstructed from earlywood width of *Abies concolor* tree rings. *Journal of Geophysical Research* 118(4):1660-1673.

Minobe, S. 1999. Resonance in bidecadal and pentadecadal climate oscillations over the North Pacific: Role in climatic regime shifts. *Geophysical Research Letters* 26(7):855-858.

Moran, R. 1996. The flora of Guadalupe Island, Mexico. *Memoirs of the California Academy of Science* 19:1-190.

Newman, M., G.P. Compo y M.A. Alexander. 2003. ENSO forced variability of the Pacific Decadal Oscillation. *Journal of Climate* 16:3853-3857.

Oberbauer, T.A. 2006. La vegetación de Isla Guadalupe: entonces y ahora. *Gaceta Ecológica* 81:47-58.

Oberbauer, A.T., L. Luna M., N.C. Olivares, L. Barbosa D., I. Granillo D. y S.A. Morrison. 2009. Fire in Guadalupe island reveals some old wounds, and new opportunity. *Fremontia* 37:3-11.

Robinson, W.J. y R. Evans. 1980. A microcomputer-based tree-ring measuring system. *Tree-Ring Bulletin* 40:59-64.

Rodríguez-Malagón, M.A. 2006. Diagnóstico del bosque de ciprés de isla Guadalupe a través de imágenes de satélite de alta resolución. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California.

Stephens, S.L., C.N. Skinner y S.J. Gil. 2003. Dendrochronology-based fire history of Jeffrey pine – mixed conifer forests in the Sierra San Pedro Martir, Mexico. *Canadian Journal of Forest Research* 33(6):1090-1101.

Stokes, M.A. y T.L. Smiley. 1968. An introduction to tree-ring dating. University of Chicago Press. Chicago, Illinois. 73 p.

TruSoft Int'l Inc. 1999. BENOIT *Fractal Analysis System* 1.3 *A Copyright © 1997-1999.*

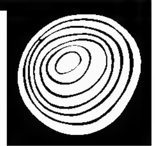
Villanueva D., J., P.Z. Fulé, J. Cerano P., J. Estrada A. e I. Sánchez C. 2009. Reconstrucción de la precipitación estacional para el barlovento de la Sierra Madre Occidental. *Ciencia Forestal en México* 34(105):37-69.

Zhang, Y., J.M. Wallace y D.S. Battisti. 1997: ENSO-like interdecadal variability. *Journal of Climate* 10(5):1004-1020

Manuscrito recibido el 29 de enero de 2014.
Aceptado el 2 de noviembre de 2015.

Este manuscrito se debe citar como:
Villanueva D., J., J. Cerano P., N.C. Olivares B., M.I Valles P., D.W. Stahle y R. Cervantes M. 2015. Respuesta climática del ciprés (*Hesperocyparis guadalupensis*) en Isla Guadalupe, Baja California, México. *Madera y Bosques* 21(3):149-160.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **3: 161-167** Otoño **2015**



Survival and growth of *Jacaratia mexicana* seedlings inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical dry forest

Supervivencia y crecimiento de plántulas de *Jacaratia mexicana* inoculadas con hongos micorrícico arbusculares dentro de un bosque tropical seco

Ramón Zulueta-Rodríguez[1], Luis G. Hernandez-Montiel[2]*, Bernardo Murillo-Amador[2], Miguel V. Córdoba-Matson[2] y Liliana Lara[1] and Isabel Alemán Chávez[1]

1 Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.

2 Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, Baja California Sur, México.

* Corresponding author: lhernandez@cibnor.mx

Abstract

Jacaratia mexicana is not only an endemic and typical tropical dry forest tree of Mexico, it is considered as a direct ancestor of the papayo (*Carica papaya*). Locally it is mainly used in traditional medicine, for human food or for feeding backyard animals (forage plant), but its use value is very restricted or even unknown. Nevertheless, various abiotic and anthropogenic pressures in its Mexican habitat are causing populations of this tree to decline alarmingly. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are microorganisms that have an important role for the regeneration of tree species by increasing their ability to absorb water and nutrients. The aim of this study was to determine the effect of AMF on growth and survival of seedlings of *J. mexicana* transplanted within a fragmented area of the remaining dry forest located in the central portion of the state of Veracruz. We measured height, stem diameter, number of leaves, percent seedling survival and mycorrhizal colonization. Results showed increases in all growth-related variables when seedlings were inoculated with AMF. The results suggest that micosymbionts can play a critical role for the regeneration of *J. mexicana* and possibly other species of tree within the dry forest, especially helping this endemic species that is currently surviving in a fragmented environment under unfavorable conditions of low availability of water and nutrients.

Keywords: endangered ecosystem, endemic tree, regeneration of species, tropical dry forest, Veracruz.

Resumen

Jacaratia mexicana no es solo un árbol endémico y típico de los bosques tropicales secos de México, sino que se le considera como ancestro evolutivo del papayo (*Carica papaya*). Se le aprecia en la medicina tradicional, para alimentación del ser humano o cría de animales de traspatio (planta forrajera), pero su valor de uso es muy restringido o incluso desconocido. Sin embargo, presiones abióticas y antropogénicas de su hábitat natural están causando una alarmante reducción de las poblaciones naturales de esta Caricaceae. Los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) son microorganismos que juegan un papel importante en la regeneración de especies debido al aumento de su capacidad para absorber agua y nutrientes. El objetivo de este estudio fue determinar el efecto de los HMA sobre el crecimiento y supervivencia de plántulas de *J. mexicana* trasplantadas dentro de un área fragmentada del bosque tropical seco ubicado en la parte central del estado de Veracruz. Se determinó en este estudio la altura, diámetro, número de hojas, porcentaje de supervivencia y colonización micorrízica. Los resultados muestran incrementos en todas las variables relacionadas con el crecimiento cuando las plántulas fueron inoculadas con HMA. Los resultados sugieren que estos micosimbiontes pueden desempeñar un papel fundamental para el establecimiento de árboles como *J. mexicana* y posiblemente de otros componentes dentro del bosque tropical seco, los cuales actualmente sobreviven en un entorno fragmentado y bajo condiciones desfavorables de baja disponibilidad de agua y nutrientes.

Palabras clave: ecosistema en peligro, árbol endémico, regeneración de especies, bosque tropical seco, Veracruz.

Introduction

Jacaratia mexicana is an endemic tree of Mexico that is representative of species living in the tropical dry forest (Arias *et al.*, 2012). Its geographical distribution comprises southern and central México (states of Campeche, Chiapas, Colima, Guerrero, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Yucatán and Veracruz); in Central America it can be found in Nicaragua and El Salvador (Moreno, 1980; Hernández-Alvarez *et al.*, 2006). In the state of Veracruz the tree can be located in Misantla, Alvarado and near the port of Veracruz (Lascurain *et al.*, 2010). The tree is very popular and is well known and belongs to the Caricaceae family (Ramos-Martínez *et al.*, 2012). It is used locally for food and is also used medicinally, for feeding backyard animals (forage plant), firewood (fuel for cooking), as well as having pharmaceutical and agroindustrial uses (Zulueta, 2003). Nowadays, its silvopastoral potentiality is recognized (Flores and Bautista, 2012). Despite its many and countless utilitarian qualities, populations of *J. mexicana* are at risk because of constant human pressures which unfortunately are accelerating the destruction of vast areas of tropical dry forest (Trejo and Dirzo, 2000) putting at risk the natural populations of this tree (Moreno-Casasola and Paradowska, 2009). Furthermore, the climatic and soil factors prevailing within the tropical dry forest restrict the growth and survival of the tree, mainly because of a decrease in water and nutrient availability, causing its natural regeneration rate to be low. Its loss contributes to the loss of ecosystem services that affect vegetation establishment including the deterioration of ground quality or erosion as well as soil macro components (Meave *et al.*, 2012).

Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are organisms that have a very important role in the functionality and composition of plant communities. AMF already have been used successfully in the regeneration of some tree species of the dry tropics (Zulueta, 2003; Huante *et al.*, 2012). In Mexico, they have been recorded in all ecosystems, from coniferous forests, hills, sand coastlines, to very humid environments like rainforests, as well as present in arid environments such as deserts and tropical dry forests. Among the main functions of AMF in plants is to increase absorption of water and nutrients, especially those elements limiting plant growth such as phosphorus, sodium, boron, copper, zinc, potassium, iron, magnesium and calcium (Cardoso and Kuyper, 2006; Meding and Zasoski, 2008; Watts-Williams and Cavagnaro, 2014). AMF in plants also have an important role protecting plants against attack of soil pathogens, as well as improving tolerance to drought, heavy metals and also reducing damage caused by salinity (Jung *et al.*, 2012; Porcel *et al.*, 2012; Wilson *et al.*, 2012).

Objectives

There are few records of the effect of AMF in the regeneration of forest species in the tropical dry forest, thus the objective of the present study was to analyze the effects of mycorrhiza formation in *J. mexicana* seedlings on survival and growth of this specie in its natural habitat.

Materials and methods

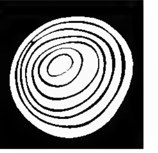
Study site

The study was conducted within a fragment of tropical dry forest located in an area called La Bandera (19°27’50” N and 96°33’12” W) in the municipality of Actopan, Veracruz, Mexico, owned by the Facultad de Ciencias Agrícolas de la Universidad Veracruzana, *Campus* Xalapa (FCA-UV). There, a humid tropical climate prevails (Aw_o[w][i’]gw”) with an average annual temperature of 24.8 °C and rainfall of around 900 mm a year. The soil type of the study area is a rendzic leptosol, clayey, stony, excessively drained and shallow, containing 8.56% organic matter, low phosphorus (6.78 ppm[1]), potassium (0.56 ppm), sodium (1 ppm) and high calcium (60 ppm) and magnesium (5.6 ppm) (Castañeda, 2000).

Mycorrhizal fungi inoculum

The AMF inoculum was provided by the Laboratorio de Organismos Beneficos of the FCA-UV and consisted of

1 Soil available P in the study area was determined according to Olsen method suggested by SARH (1978).



Acaulospora morrowiae, *A. scrobiculata*, *A. spinosa*, *Claroideoglomus etunicatum*, *Funneliformis mosseae*, *F. geosporus*, *Gigaspora rosea*, *Gi. decipiens*, *Glomus aggregatum*, *G. macrocarpum*, *G. intraradices* and *Scutellospora pellucida*.

Seed collection

Within the study area, fruits were collected of wild specimens of *J. mexicana*. The seeds collected from the fruits were washed with sterile distilled water to remove the sarcotest then allowed to dry for 7 days on sterile paper towels under shade at room temperature. Seeds were disinfected with sodium hypochlorite at 10% for 15 min, rinsed with sterile distilled water and placed in containers of high density polyethylene (35 cm x 48.5 cm x 13.5 cm) with perforations in the base for drainage and aeration. The containers were then maintained in an incubator at low temperature (20 °C) and constant humidity until seedling emergence.

Preparation of the substrate

A substrate containing a mixture of soil, sand and tepezil[2] 3:1.5:3 (v/v) was autoclaved for 1 h at 120 °C and then aired for 3 consecutive days. We filled black plastic bags of 10 cm x 20 cm and containers of high density polyethylene (35 cm x 48.5 cm x 13.5 cm) with the mixture.

Plant culture and mycorrhizal inoculation

Once the seedlings had their first pair of true leaves and a height of 4 cm, they were planted one per container above 6 g of AMF root inoculum. The bags remained for fifteen days in the nursery of the FCA-UV, and then were subsequently transplanted with a 30 cm distance between seedlings and furrows. The distance is long enough so that the roots of each seedling did not intermingle during the treatment period. In addition, the experiment was performed within the tropical dry forest during the dry season, therefore the seedlings root growth is limited because of water scarcity. Fortnightly, height, stem diameter, leaf number, and survival percentage were quantified, and at the end of the experiment (75 days after inoculation, DAI) the percentage of mycorrhizal colonization was determined. Fifteen seedlings of *J. mexicana* were used for each treatment and the experiment was repeated twice.

2 Tepezil is a sandy-like inert mineral of fine grain, light weight and low cost.

Mycorrhizal colonization

At 75 DAI the extracted roots of five plants from the field were fixed in FAA (formalin: acetic acid: alcohol) and were stained using the method proposed by Phillips and Hayman (1970). Subsequently, the percentage of mycorrhizal colonization was determined following the grid-line intersection method described by Giovannetti and Mosse (1980).

Micrographs from scanning electron microscope

To observe the mycorrhizal colonization of *J. Mexicana*, samples of roots were washed with saline solution and fixed by immersion in 2.5% glutaraldehyde in phosphate buffer at pH 7.4 for 2 h at 4 °C. The preparation methodology of Prasad *et al.* (2013) was used, and the specimens were observed under a scanning electron microscope (Hitachi S-3000N, San Jose, CA, USA).

Statistical analysis

We used the statistical package Statistica v. 10.0 for Windows (StatSoft, 2011). For analysis of data a one-way repeated measures ANOVA result was used for comparison of means of each variable tested since there were only two treatments compared at a time (at a significance level $P < 0.05$).

Results and discussion

We observed a positive effect on growth and survival for the plants of *J. mexicana* inoculated with AMF. In terms of height, AMF plants showed an increase of 56.92% compared to plants that were not inoculated; while in stem diameter and number of leaves, AMF plants showed an increase of 123.24% and 102.56%, respectively, compared to the treatment without the microorganisms (Table 1). Of the total seedlings of *J. mexicana* transplanted into

the tropical dry forest, survival with AMF was 78.58%, and without AMF it was 54.29% at 75 DAI.

The percentage of root colonization was determined to be 53.33%, while in the roots of non-inoculated seedlings; there was no evidence of AMF (Fig. 1). The effect of promoting the growth of AMF to *J. mexicana* is related primarily to an increase in nutrient absorption and water, which are essential for plants that live within the tropical dry forest (Gehring, 2003; Grilli *et al.*, 2013). Zulueta (2003) determined that *J. mexicana* is a species capable of associating with AMF, which may increase its growth under controlled conditions. The association between plants of *J. mexicana* and AMF was instrumental in increasing survival in the field. AMF can alter water movement in host plants and can modify the morphology of root systems (Sharma and Yadav, 2013), allowing plants to tolerate environments where there is limited availability of water and nutrients (Gerhardt, 1998; Pringle *et al.*, 2011).

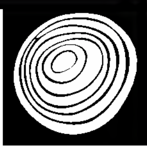
AMF plays a fundamental role for the regeneration of different tree species that compose dry forests and other habitats (Ceccon and Hernández, 2009; Gómez-Romero *et al.*, 2013). *J. mexicana* is a species of which the potential for conservation tends to decrease with the relentless destruction of its habitat. The search for alternatives for propagation and improvement of physiological processes aimed at increasing the survival of this species, which naturally has very low rate regeneration, makes the improvement of growth by AMF important in the conservation of this Mexican tree species (Zulueta *et al.*, 2010). *J. mexicana* seedlings that were not inoculated with AMF showed increased mortality and decreased development mainly because of severe water stress that predominated in the study area as is typical of tropical dry forest. Seedlings without AMF have limited ability to absorb water (Tian *et al.*, 2013) and nutrients (primarily phosphorus) which are limiting factors for plant growth (Esmaeilifar, 2013).

AMF colonization of the roots of seedlings *J. mexicana* was important for their growth and survival. The soil moisture content is a key factor in AMF development and accordingly, their chances for effecting root colonization (Huang *et al.*, 2011). While there are studies that relate the role of mycorrhizal symbiosis and survival strategies deployed by various tree species under conditions of

TABLE 1. Growth variables of *Jacaratia mexicana* with and without arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in the tropical dry forest.

Treatment	DAI*				
	15	*30*	*45*	*60*	*75*
	Foliage height (cm)				
Jm[α]	5.58±0.34a[¥]	6.34±0.27a	6.41±0.82a	6.68±0.74a	7.29±0.95a
Jm+AMF[β]	5.54±0.32a	6.58±0.30a	8.46±0.75b	10.01±0.91b	11.44±0.85b
Diameter (mm)					
Jm	2.21±0.41a	2.81±0.44a	2.89±0.64a	3.56±0.80a	4.08±0.82a
Jm+AMF	2.28±0.42a	2.91±0.38a	3.98±0.34b	4.51±0.91b	5.64±0.62b
Number of leaves					
Jm	2.2±0.59a	2.5±0.71a	3.1±0.74a	3.5±0.71a	3.9±0.84a
Jm+AMF	2.2±0.52a	2.4±0.65a	3.5±0.52a	4.8±0.42b	5.4±0.87b

*DAI days after inoculation with AMF (Arbuscular Mycorrhizal Fungi)
[α] *J. mexicana* (Jm) plants not inoculated with AMF
[β] *J. mexicana* (Jm) plants inoculated with AMF prior to transplant to the field
[¥] Mean values followed by the same letter in the same column are not significantly different ($P > 0.05$)



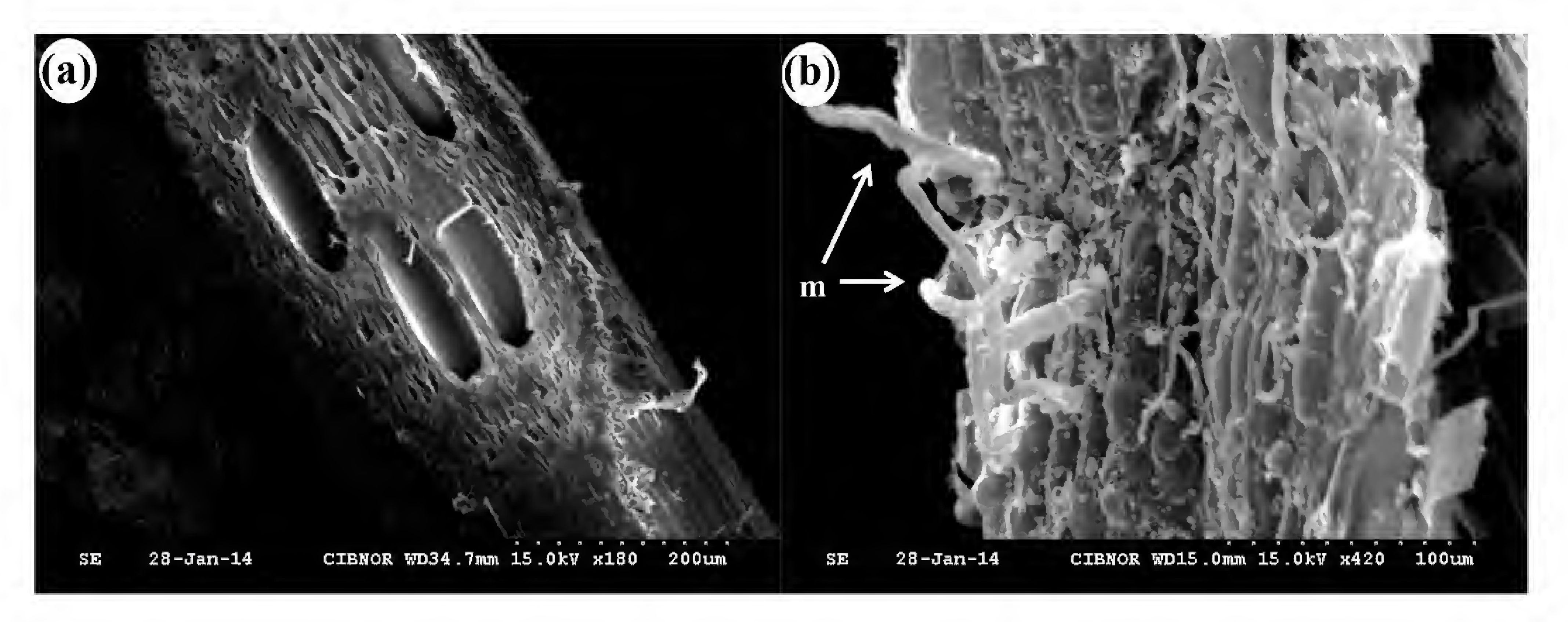


Figure 1. Scanning electron microscopy of *Jacaratia mexicana* seedlings roots. (a) Root of *J. mexicana* without arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) and, (b) with AMF, m = mycelium.

severe water stress (Sudova, 2009; Grilli *et al.,* 2012), at present there are few studies conducted in tropical dry forest with AMF in Mexico. The seedlings of *J. mexicana* without AMF that were transplanted into field showed no colonization by native AMF as commonly observed in these studies (Allen *et al.,* 2005). The dry season that prevailed throughout the experiment in the tropical dry forest (unusual in this area in the study year) had an influence on the ability to colonize the native AMF to *J. mexicana* plants. Studies have found that the activity, survival and life cycle of the AMF is influenced by soil moisture (Anderson *et al.*, 1984; Camargo-Ricalde and Esperón-Rodríguez, 2005). The lack of water in dry seasons significantly decreases the capacity of the AMF to colonize the roots of host plants (Moreira-Souza *et al.*, 2003; Guadarrama *et al.*, 2014).

Conclusions

J. mexicana is tree that is considered to be the direct ancestor of the papaya tree. Populations of the tree are presently at risk of disappearing from its native habitat. This ancestral tree has been used historically by local populations for wood and medicinally. We found that seedlings pre-inoculated with AMF had improved survival after transplant to a dry forest site. In addition, our results show increases in all growth related variables with AMF inoculation. These results suggest that micosymbionts play a critical role in the regeneration of tree species within the dry forest, at least for *J. mexicana*.

References

Allen, M.F., E.B. Allen and A., Gómez-Pompa. 2005. Effects of mycorrhizae and nontargetorganisms on restoration of a seasonal tropical forest in Quintana Roo, Mexico: factors limiting tree establishment. *Restoration Ecology* 13(2):325–333.

Anderson, R.C., A.E. Liberta and L.A. Dickman. 1984. Interaction of vascular plants and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi across a soil moisture-nutrient gradient. *Oecologia* 64:111-117.

Arias, D.M., A.L. Albarrán-Lara, A. González-Rodríguez, J. Peñaloza-Ramírez, O. Dorado and E. Leyva. 2012. Genetic diversity and structure of wild populations of the tropical dry forest tree *Jacaratia Mexicana* (Brassicales: Caricaceae) at a local scale in Mexico. *Revista de Biología Tropical* 60(1):1-10.

Camargo-Ricalde, S.L. y M. Esperón-Rodríguez. 2005. Efecto de la heterogeneidad espacial y estacional del suelo sobre

la abundancia de esporas de hongos micorrizógenos arbusculares en el valle semiárido de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Revista de Biología Tropical* 53(3-4):339-352.

Cardoso, I.M. and T.W. Kuyper. 2006. Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture Ecosystem and Environment* 116(1-2):72-84.

Castañeda, A.M. 2000. Cartografía detallada de suelos del campo experimental La Bandera, municipio de Actopan, Veracruz. Thesis, Universidad Veracruzana, Facultad de Ciencias Agrícolas, *Campus* Xalapa, Veracruz, México. 110p.

Ceccon, E. and P. Hernández. 2009. Seed rain dynamics following disturbance exclusion in a secondary tropical dry forest in Morelos, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 57(1-2):257-269.

Esmaeilifar, A. 2013. Influence of irrigation, phosphorus and mycorrhiza on date palm. *Advances in Environmental Biology* 7(1):123-130.

Flores, J.S. and F. Bautista. 2012. Knowledge of the Yucatec Maya in seasonal tropical forest management: The forage plants. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(2):503-518.

Gerhardt, K. 1998. Leaf defoliation of tropical dry forest tree seedlings-implications for survival and growth. Trees 13(2):88-95.

Gehring, C.A. 2003. Growth responses to arbuscular mycorrhizae by rain forest seedlings vary with light intensity and tree species. *Plant Ecology* 167(1):127-139.

Giovannetti, M. and B. Mosse. 1980. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. *New Phytology* 84(3):489-500.

Gómez-Romero, M., J. Villegas, C. Sáenz-Romero and R. Lindig-Cisneros. 2013. Efecto de la micorrización en el establecimiento de *Pinus pseudostrobus* en cárcavas. *Madera y Bosques* 19(3):51-63.

Grilli, G., C. Urcelay and L. Galetto. 2012. Forest fragment size and nutrient availability: complex responses of mycorrhizal fungi in native–exotic hosts. *Plant Ecology* 213(1):155-165.

Grilli, G., C. Urcelay and L. Galetto. 2013. Linking mycorrhizal fungi and soil nutrients to vegetative and reproductive ruderal plant development in a fragmented forest at central Argentina. *Forest Ecology and Management* 310:442–449.

Guadarrama, P., S. Castillo, J.A. Ramos-Zapata, L.V. Hernández-Cuevas and S.L. Camargo-Ricalde. 2014. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: The effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. *Pedobiologia* 57:87–95.

Hernández-Álvarez, A., D.R. Pelz and F.C. Rodríguez. 2006. Inventorying and monitoring of tropical dry forests tree diversity in Jalisco, Mexico using a geographical information system. *In*: C. Aguirre-Bravo, P.J. Pellicane, D.P. Burns y S. Draggan, eds. Monitoring Science and Technology Symposium: Unifying Knowledge for Sustainability in the Western Hemisphere. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Denver, CO. p:638–648.

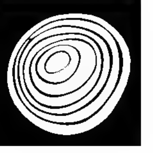
Huang, Z., Z.R. Zou, C.X. He, Z.Q. He, Z.B. Zhang and J.M. Li. 2011. Physiological and photosynthetic responses of melon (*Cucumis melo* L.) seedlings to three *Glomus* species under water deficit. *Plant Soil* 339(1-2):391–399.

Huante, P., E. Ceccon, A.S. Orozco, M.E.C. Sánchez, I. Acosta and E. Rincón. 2012. The role of arbuscular mycorrhizal fungi on the early-stage restoration of seasonally dry tropical forest in Chamela, Mexico. *Revista Árvore* 36(2):279–289.

Jung, S.C., A. Martinez-Medina, J.A. Lopez-Raez and M.J. Pozo. 2012. Mycorrhiza-induced resistance and priming of plant defenses. *Journal of Chemical Ecology* 38(6):651-664.

Lascurain, M., S. Avendaño, S. del Amo and A. Niembro. 2010. Guía de frutos silvestres comestibles en Veracruz. Fondo Sectorial para la Investigación, el Desarrollo y la Innovación Tecnológica Forestal. Conafor-Conacyt. México. 144p.

Meave, J.A., M.A.R. Romero, S.H.M. Salas, E.A.G. Perez and J.A.C. Gallardo. 2012. Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifo-



lio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas* 21(1-2):85-100.

Meding, S.M. and R.J. Zasoski. 2008. Hyphal-mediated transfer of nitrate, arsenic, cesium, rubidium, and strontium between arbuscular mycorrhizal forbs and grasses from a California oak woodland. *Soil Biology and Biochemistry* 40(1):126-134.

Moreira-Souza, M., S.F. Trufem, S.M. Gomes-Da-Costa and E.J. Cardoso. 2003. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. *Mycorrhizal* 13(4):211–215.

Moreno, N.P. 1980. Caricaceae. Flora de Veracruz 10:11–17.

Moreno-Casasola, P. and K. Paradowska. 2009. Especies útiles de la selva baja caducifolia en las dunas costeras del centro de Veracruz. *Madera y Bosques* 15(3):21–44.

Phillips, J.M. and D.S. Hayman. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society* 55(1):158–161.

Porcel, R., R. Aroca and J.M. Ruiz-Lozano. 2012. Salinity stress alleviation using arbuscular mycorrhizal fungi. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32(1):181-200.

Prasad, R., S. Kamal, P.K. Sharma, R. Oelmüller and A. Varma. 2013. Root endophyte *Piriformospora indica* DSM 11827 alters plant morphology, enhances biomass and antioxidant activity of medicinal plant *Bacopa monniera*. *Journal of Basic Microbiology* 53(12):1016-1024.

Pringle, E.G., R.I. Adams, E. Broadbent, P.E. Busby, C.I. Donatti, E.L. Kurten, K. Renton and R. Dirzo. 2011. Distinct leaf-trait syndromes of evergreen and deciduous trees in a seasonally dry tropical forest. *Biotropica* 43(3):299-308.

Ramos-Martínez, E.M., A.C. Herrera-Ramírez, J.A. Badillo-Corona, C. Garibay-Orijel, N. González-Rábade and M.C. Oliver-Salvador. 2012. Isolation of cDNA from *Jacaratia mexicana* encoding a Mexican-like cysteine protease gene. *Gene* 502(1):60-68.

SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos). 1978. Interpretación agronómica de datos de análisis químicos y físicos de suelos y plantas. SARH, México. 38 p.

Sharma, A. and S. Yadav. 2013. Vesicular arbuscular mycorrhizal fungi associated with rhizosphere of *Hordeum vulgare* L. in Sikar district. *International Journal of Food, Agriculture and Veterinary Sciences* 3(1):49-53.

Sudova, R. 2009. Different growth response of five co-existing stoloniferous plant species to inoculation with native arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Ecology* 204(1):135-143.

Tian, Y.H., Y.B. Lei, Y.L. Zheng and Z.Q. Cai. 2013. Synergistic effect of colonization with arbuscular mycorrhizal fungi improves growth and drought tolerance of *Plukenetia volubilis* seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum* 35(3):687-696.

Trejo, I. and R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94(2):133-142.

Watts-Williams, S.J. and T.R. Cavagnaro. 2014. Nutrient interactions and arbuscular mycorrhizas: a meta-analysis of a mycorrhiza-defective mutant and wild-type tomato genotype pair. *Plant and Soil* 384(1-2):79-92.

Wilson, B.A.L., G.J. Ash and J.D.I. Harper. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi improve the growth and nodulation of the annual legume messina (*Melilotus siculus*) under saline and non-saline conditions. *Crop and Pasture Science* 63(2):164-178.

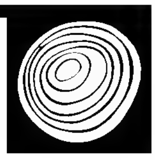
Zulueta R., R. 2003. Eficiencia de morfoespecies de hongos formadores de micorriza arbuscular aislados en la rizósfera de *Jacaratia mexicana* A. DC. para promover la absorción de fósforo. Dissertation, Universidad de Colima, *Campus* Tecomán, Colima, México. 211p.

Zulueta R., R., L. Varela, E.S. Aguilar, A.D. Trejo and L.C. Lara. 2010. Estatus micorrízico de *Jacaratia mexicana* y hongos formadores de micorriza arbuscular presentes en selvas bajas caducifolias del Golfo de México. *Revista Mexicana de Micología* 31:37-44.

Manuscript received on April 11th 2014.
Accepted on September 14th 2015.

This paper must be cited as:
Zulueta-Rodriguez, R., L.G. Hernández-Montiel, B. Murillo-Amador, M. Cordoba-Matson, L. Lara and I. Alemán C. 2015. Survival and growth of *Jacaratia mexicana* seedlings inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi in a tropical dry forest. *Madera y Bosques* 21(3):161-167.

Madera y **Bosques** vol. **21**, núm. **3: 171-183** Otoño **2015**



Resinas naturales de especies vegetales mexicanas: usos actuales y potenciales

Natural resins of Mexican plant species: current and potential end-uses

Joaquín Antonio Quiroz Carranza[1]* y Miguel Alberto Magaña Alejandro[2]

[1] Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro Av. De las Ciencias S/N Juriquilla, Querétaro, México. cenciart@yahoo.com.

* Autor de correspondencia. cenciart@yahoo.com.

[2] Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Km. 0.5, carretera Villahermosa, Cárdenas entronque a Bosques de Saloya. manglarujat@hotmail.com.

Resumen

Se revisa el estado actual de la información sobre la flora mexicana productora de resinas, así como sus aplicaciones actuales y potenciales. Los exudados vegetales están recuperando su lugar en el mercado internacional y México posee una amplia flora de coníferas, latifoliadas tropicales y de clima templado, árboles, arbustos y trepadoras, las cuales en mayor o menor cantidad producen resinas que tienen una amplia aplicación en actividades humanas. Los exudados vegetales son considerados productos forestales menores (PFM) o productos forestales no maderables (PFNM), y pudieran alcanzar o tal vez superar el valor económico de la producción maderera. Las 28 familias botánicas mencionadas en esta revisión están representadas ampliamente en la flora mexicana, en ellas están incorporados 79 géneros, los cuales incluyen especies que está documentado en la literatura botánica que producen resinas. Es necesario conocerlas profundamente para identificar nichos de oportunidad sea en la industria alimentaria, el curtido de pieles, la elaboración de barnices, la de preservadores o de aditivos de maderas, ya que pueden ser alternativas viables para el manejo sostenible de bosques y selvas, siempre y cuando se aprovechen para mejorar las condiciones de los productores y de aquellos trabajadores que participan en su transformación.

Palabras clave: exudados vegetales, flora mexicana, industria forestal, manejo sostenible, productos forestales no maderables.

Abstract

The current state of information on the resin producer Mexican flora, as well as its present and potential applications are reviewed. Plant exudates are regaining their place in the international market and Mexico has a rich coniferous flora, tropical hardwoods and temperate vines, trees, shrubs, and climbing plants which produce resins in varying amounts, having wide application in human activities. Plant exudates are considered minor forest produce (MFP) or non-timber forest products (NTFPs), and could reach or perhaps exceed the economic value of timber production. The 28 plant families mentioned in this review are widely represented in the Mexican flora; they belong to 79 genera which include species that produce resins and are documented in the technical literature. It is necessary to know them deeply in order to identify niche opportunities whether it is in the food industry, leather tanning, processing of varnish, wood preservatives or additives, as they can be viable for the sustainable management of forests and jungles, provided they are used to improve conditions for producers and workers who participate in its transformation.

Keywords: plant exudates, Mexican flora, forest industry, sustainable management, non-timber forest products.

Introducción

Los exudados de las maderas, parte de los denominados productos forestales menores (PFM) o productos forestales no maderables (PFNM), entre los cuales se incluyen gomas, resinas, mucílagos, aceites esenciales, aceites de semillas, alcaloides, extractos medicinales y tintes, se vienen usando desde la antigüedad en la alimentación humana, en los procesos mágico-religiosos, en terapias curativas, en teñido de fibras vegetales o animales y en preservación de madera, entre otros (Murugesan *et al.*, 2011).

Algunos de los exudados de mayor importancia por su valor económico o tradicional son las gomas como el chicle, el caucho y el látex; las resinas de coníferas para elaboración de trementina o de burseras como el copal, la mirra y el incienso; los aceites esenciales de lináloe, los taninos para la curtiduría, entre otros. México posee una amplia diversidad de especies arbóreas de coníferas y latifoliadas o de hoja ancha tropicales y de clima templado (Pennington y Sarukhán, 2005; Gernandt *et al*., 2014) que producen resinas y gomas, su extracción y aprovechamiento tienen una vasta perspectiva; algunos de los usos actuales son en la industria alimentaria, la farmacéutica, bebidas alcohólicas, tintes, pinturas y barnices. Potencialmente pudieran aplicarse en la conservación y restauración de bienes muebles de madera y textiles, o como aditivo para minimizar los cambios dimensionales de la madera generados por la humedad, sobre todo en instrumentos musicales de cuerda pulsada, frotada, de viento, entre otros.

En el caso de la madera, su deterioro se presenta por la influencia combinada de factores bióticos y abióticos como la humedad y la temperatura, especialmente el agua juega un papel importante en dicho proceso, ya que provoca cambios dimensionales como la contracción e hinchamiento de la madera y ofrece las condiciones para el crecimiento de microorganismos que, subsecuentemente, dañan la madera (Echenique-Manrique y Robles, 1993). Estos fenómenos ocurren debido a que la madera está compuesta principalmente de polímeros con grupos hidroxilo altamente hidrofílicos, los cuales facilitan la adhesión del agua por medio de puentes de hidrógeno. El uso de resinas naturales no hidro-solubles como preservadores de la madera deberá buscar que estas puedan impregnar y recubrir la pared celular para evitar que el vapor de agua o el agua líquida logren humedecerla y con ello minimizar los cambios dimensionales y el establecimiento de microorganismos (Hyvönen *et al*., 2005).

Hasta la fecha, los procesos de preservación de madera usan de forma convencional productos tóxicos para los seres humanos y dañinos al ambiente. Sin embargo, como señalan Brand *et al*. (2006), la polimerización de la pared celular de las maderas mediante el uso de resinas naturales pudiera dar protección interna a las paredes celulares con productos no tóxicos, insolubles en el agua. Esto reduciría la problemática con un bajo impacto ambiental (González-Laredo *et al*., 2015).

A los polímeros naturales, como las resinas, se les ha comenzado a llamar polímeros bioactivos, particularmente aquellos no hidro-solubles porque además de impedir la adsorción del agua, limitan el crecimiento de microorganismos. Si el uso de polímeros bioactivos se demostrara viable económicamente en la conservación de la madera se podrían resolver diversos problemas relacionados con el uso y durabilidad de la madera sin afectar el ambiente y la salud humana (Strategis, 2004, citado por Brand *et al*., 2006).

Las resinas

Las resinas se clasifican en sintéticas y naturales, las naturales en resinas típicas como el copal y la colofonia, sus componentes primarios son terpenoides y compuestos fenólicos; las gomo-resinas como la mirra y la asfétida, son polisacáridos; las óleo-resinas como copaiba y trementina contienen ácidos grasos y glicerol; los bálsamos como el estoraque y el bálsamo de Perú contienen fenoles y ésteres; y las gluco-resinas como la jalapa y el podófilo, tripertenos, entre otras sustancias (Romnah de la Vega, 1985) (Tabla 1). También se clasifican en resinas duras y suaves, las primeras como el copal, son solubles en alcohol y con un relativo alto punto de fusión, aunque también hay solubles en aceites y agua; por otra parte, las resinas suaves u óleo-resinas son aquellas que tienen un alto contenido de aceites (FAO, 1995).

La producción de resinas en México ocupa el tercer rubro de los denominados Productos Forestales No maderables (PFNM), con una producción que según Tapia y Reyes (2008), supera las 30 000 toneladas anuales, pero las cifras de la Semarnat (2014) señalan cerca de 20 000 toneladas anuales, representando 13% de los PFNM. Aproximadamente 90% de estas resinas corresponde a especies de Pinaceae, le sigue las de Burseraceae y Sapotaceae, pero no existen registros sobre producción de resinas de otras familias botánicas.



Tabla 1. Características de algunas resinas.

Nombre común	Nombre científico	Familia botánica	Tipo de sustancia	Densidad kg/m^3	Distribución
Aceite de mirra	*Commiphora sp.*	Burseraceae	Gomo-resina	0.985 - 1.045	Países árabes y Somalia
Frankincense	*Boswellia carterii*	Burseraceae	Aceite	0.875-0.894	India
Aceite de Elemi	*Protium, Paraprotium, Dacryoides* y *Tetragastris*	Burseraceae	Óleo-resina	0.870-0.915	Sudamérica
Aceite de linaloe	*Bursera aloexylon*	Burseraceae	Aceite	0.875-0.898	México
Copal	*Bursera cuneata, B. palmeri, B. penicillata, B. simaruba, B. bipinnata. Protium copal*	Burseraceae	Resina	1.045-1.139	México y Centroamérica
Colofonia	*Pinus* spp.	Pinaceae	Resina	1.070-1.080	Cosmopolita
Asfétida	*Ferula assafoetida*	Apiaceae	Gomo-resina	0.910-0.930	Irán y Afganistán
Copaiba	*Copaifera officinalis*	Leguminoseae (fabaceae)	Óleo-resina		Sudamérica
Trementina	*Pinus* spp.	Pinaceae	Óleo-resina	0.9	Cosmopolita
Estoranque	*Liquidambar styraciflua*	Hamamelidaceae	Bálsamo		Vertiente del Golfo, México
Bálsamo de Perú	*Myroxylon balsamum*	Leguminoseae (fabaceae)	Bálsamo	1.135-1.170	Vertiente del Golfo y del Pacífico, México
Jalapa	*Ipomoea jalapa*	Convulvolaceae	Gluco-resina		Veracruz, México
Podófilo	*Podophyllum peltatum*	Berberidaceae	Gluco-resina		E.U.A. y Canadá
Mastic	*Pistacia lentiscus*	Anacardiaceae	Resina		Grecia, España

Fuente: Rossignon, 1869; Parry, 1921; Romnah de la Vega, 1985; Rzedowski y Guevara, 1992; Rüdiger et al., 2007

Para tener una comparación cuantitativa, se puede mencionar la producción de resinas en Etiopía, país que exporta 16 000 toneladas anuales de gomas y resinas de Leguminoseae y Burseraceae (goma arábiga, frankincense, mirra y apopanax) con un valor de más de 20 millones de dólares; por otra parte la Comunidad Europea importa cerca de 30 000 toneladas de este tipo de gomas y resinas (Tadesse *et al.*, 2007).

Objetivos

Con base en lo anterior se consideró necesario realizar una revisión bibliográfica sobre la diversidad vegetal de especies mexicanas productoras de resinas, su capacidad de producción, su uso actual y potencial, para aprovecharlas de forma sustentable.

Materiales y métodos

Se realizó una revisión bibliográfica exhaustiva, utilizando artículos científicos, bases de datos de internet y libros físicos y electrónicos, como fuente documental para sistematizar la información sobre las familias botánicas, sus géneros y en algunos casos las especies que producen resinas, haciendo énfasis en la flora cuya distribución geográfica cubre desde el sur de los Estados Unidos de Norteamérica hasta Centro, Sudamérica y el Caribe continental, particularmente aquellos taxones que se distribuyen en México.

Resultados

A continuación se mencionan las familias botánicas, géneros y en algunos casos las especies productoras de resinas, cuya distribución geográfica incluye México u otros países de la región, documentados en la literatura especializada.

Anacardiaceae

Reúne 65 a 75 géneros y entre 600 y 700 especies, está representada en México por 20 géneros y 62 especies, tanto nativas como introducidas, las especies de mayor importancia económica de esta familia son el mango (*Mangifera indica* L.), el ciruelo (*Spondias purpurea* L.), el pistacho (*Pistacia vera* L.) y el marañon (*Anacardium occidentale* L.). (Rzedowski y Calderon de Rzedowski, 1999). Los géneros que incluyen especies productoras de resinas, presentes en América y México se listan en la tabla 2.

Tabla 2. Géneros de Anacardiaceae productores de resinas

Género	Área de distribución
Anacardium	Trópico americano incluido México
Comocladia	Trópico americano incluido México
Mangifera	Trópico americano incluido México
Metopium	México y Sudamérica
Pistacia	México y Guatemala
Pseudosmodingium	México
Schinus	Trópico americano incluido México *Schinus molle,* originario de Perú, escapado del cultivo en México.
Tapirira	Sudamérica y Veracruz, México.
Toxicodendron	Norteamérica incluido México

Fuente: Langeheim, (2003)

Apocynaceae

Incluye 215 géneros y 2100 especies de distribución pantropical, la mayoría de sus integrantes producen látex lechoso. En México está representada por 50 géneros y 385 especies. Entre los géneros más comunes están *Thevetia* y *Gonolobus*. Su mayor diversidad se ubica en las vertientes Atlántica y Pacífica: Campeche, Chiapas, Guerrero, Oaxaca y Veracruz (Juárez-Jaimes *et al.* 2007).

Araceae

Agrupa 105 géneros y aproximadamente 3300 especies, distribuidas en las regiones tropicales, subtropicales y templadas del hemisferio norte. En México se conocen 13 géneros y 109 especies nativas o naturalizadas, además cinco géneros y siete especies han sido introducidos (Croat y Carlsen, 2003). Los géneros presentes en América, productores de resinas, son: *Monstera* y *Philodendron* (Langeheim, 2003).

Asteraceae

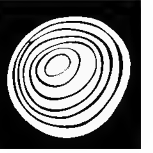
Familia conformada con cerca de 950 – 1450 géneros y entre 20 000 y 30 000 especies en el mundo, en México se han documentado 373 géneros con 3080 especies nativas (Redonda-Martínez y Villaseñor-Ríos, 2011). Según Langeheim (2003), los géneros de esta familia, presentes en América, que producen resinas son: *Grindelia*, *Gutierrezia*, *Haplopappus*, *Heterotheca*, *Brickellia*, *Tagetes*, *Balsamorhiza*, *Flourensia*, *Helianthus*, *Parthenium* y *Silphium*.

Berberidaceae

Incluye 15 géneros y 650 especies (Mecham, 1980; Loconote, 1993), se distribuye en zonas templadas y andinas de Sudamérica. Particularmente de los rizomas y raíces de la especie *Podophyllum peltatum* se obtiene un extracto etanólico de lignanoglicosidos y flavonoides.

Betulaceae

Familia que incluye seis géneros y aproximadamente 100 especies. Se distribuye principalmente en la regiones templadas septentrionales, algunos géneros se encuentran en las zonas montañosas tropicales (Nee, 1981). Según Langeheim (2003), los géneros *Alnus* y *Ostrya* producen resinas.



Burseraceae

Agrupa 17 géneros y 548 especies, distribuidas en América tropical, África, Ceilán, Madagascar, Arabia, la India y Malasia. En la región neotropical esta familia está representada por 228 especies agrupadas en ocho géneros (Rzedowski y Guevara, 1992; Rüdiger *et al.*, 2007). Los géneros de Burseraceae presentes en México son: *Protium* (con una especie), *Bursera* (con 80 spp.), *Commiphora* (2 spp.), *Beiselia* (una especie) y *Terebinthus* (una especie), (Cházaro *et al.*, 2010). El género *Bursera* reúne más de 100 especies distribuidas desde el sur de los Estados Unidos hasta Sudamérica, con una amplia diversidad en la vertiente pacífica de México.

Los copales más utilizados históricamente por las poblaciones indígenas de México se obtienen de *Protium copal*, en la vertiente del Golfo de México, desde San Luis Potosí hasta Quintana Roo y Chiapas. Mientras que las poblaciones indígenas de la vertiente del Pacífico: Morelos, Puebla, Oaxaca y Michoacán extraen la resina de *Bursera bipinnata*, *B. glabrifolia* y *B. copallifera* (Cruz *et al.*, 2006; Cházaro, *et al.*, 2010; López, 2012). El aceite "lináloe" se extrae de *B. Aloexylon y B. linaloe* (Rzedowski y Guevara, 1992; Cházaro, *et al.*, 2010). Por otra parte en el neotrópico están presentes los géneros *Dacryodes*, *Tetragastris* y *Trattinnickia*, los cuales también producen resinas (Langeheim, 2003).

El copal es una resina generada por células resiníferas de diversas especies de *Burseraceae*, la cual ha sido utilizada desde la antigüedad por diversas culturas para la elaboración de barnices, colorantes, fijadores, impermeabili zantes de embarcaciones, repelentes de insectos, sahumerios y en medicina tradicional para incrustaciones dentales, emoliente, antiséptico y analgésico (Rüdiger *et al.*, 2007). Además de los usos antes mencionados, Rüdiger *et al.* (2007) señalan que el copal posee propiedades hidrófugas y de protección contra los procesos oxidativos, reconociéndose como un recurso natural aprovechable para incrementar la vida útil de diversos productos.

La resina copal está compuesta de monoterpenos, diterpenos y flavonoides, con una adhesividad entre 0.5 MPa a 6 MPa, posee propiedades bactericidas, antimicrobianas, desinfectantes y antivirales (Orta, 2007). Los monoterpenos son los principales componentes de los aceites esenciales, los diterpenos son sustancias hidrófugas y poco volátiles, se denominan resinas ácidas, las cuales tienden a cristalizar por polimerización oxidativa; por su parte los flavonoides son sustancias vegetales que permiten a las plantas resistir la foto-oxidación de la luz ultravioleta (Higuchi, 1997). Según González (1996), en un estudio sobre uso de taninos como preservantes de madera, señala que los flavonoides de los taninos forman enlaces covalentes con el material celulósico de la madera mejorando algunas de sus propiedades físicas y otorgándole mayor estabilidad dimensional. Por su parte Nascimiento *et al.,* (2013) señalan que los flavonoides ofrecen protección contra la radiación ultravioleta, patógenos y herbívoros, presentando un efecto importante sobre la durabilidad de la madera.

Clusiaceae

Familia con 27 géneros y 1090 especies con una distribución restringida a tierras bajas tropicales (Stevens, 2007). Según Langeheim, (2003), los géneros *Clusia*, *Moronobea* y *Symphonia* se distribuyen en el trópico americano y producen resinas.

Convolvulaceae

Está representada en México por 17 géneros y 217 especies (McDonald.1991). *Ipomoea jalapa* (L.) Pursh presente en México, produce una gluco-resina, la cual se ha usado en el tratamiento de diversos padecimientos.

Dracaenaceae

Está formada por dos géneros y 60 especies (González, 2006), se distribuye en las regiones subtropicales y tropicales, el único género nativo de América es *Dracaena*, cuyas especies se ha documentado producen resina (Langeheim, 2003).

Euphorbiaceae

Agrupa 320 géneros y 8700 especies. En México está representada por 43 géneros y 782 especies (Steinmann, 2002).

El género *Dalechampia*, presente en zonas cálidas de América, está documentado como productor de resinas (Langeheim, 2003). De igual manera la especie *Ricinus communis*, es la planta de donde se extrae el aceite de Ricino.

Hamamelidaceae

Reúne 26 géneros y más de 100 especies distribuidas en América, Asia, África y Australia. En México existen cuatro géneros: *Distylum*, *Hamamelis*, *Matudaea* y *Liquidambar* (Carranza, 2004). Particularmente la especie *Liquidambar styraciflua* L. se conoce como quirámbaro, somerio, bálsamo, copalillo, copalme, estoranque, ícob, liquidámbar, nabá, ocotzotl, ocozote, suchete, techco y xochiocotzocquahuitl y está documentado que produce resina. Se distribuye desde el este de los Estados Unidos hasta Nicaragua. En México en la vertiente del Golfo, desde Tamaulipas, Veracruz, San Luis Potosí, Hidalgo, Puebla y por el Pacífico en Oaxaca y Chiapas (Pennington y Sarukhán, 2005). En el estado de Querétaro prospera en el noreste en los municipios de Jalpan de Serra, Landa de Matamoros, Pinal de Amoles y potencialmente se puede encontrar en San Joaquín. Su madera se usa para decorar interiores de habitaciones y su resina (copalme, estoranque) tienes usos en la medicina tradicional, en actividades ceremoniales y en la industria de la perfumería y cosmética. Las hojas contienen taninos y los árboles se cultivan en calles y jardines de ciudades con fines ornamentales (Carranza, 2004).

Humiriaceae

Comprende 8 géneros y 61 especies distribuidas en la zona neotropical, principalmente de Nicaragua al sur de Brasil (Petean, 1997). Langeheim (2003) menciona que el género *Humiria* produce resina.

Hydrophyllaceae

Reúne entre 18 y 20 géneros y unas 250 a 300 especies, de distribución casi cosmopolita pero preferentemente en las regiones templadas y tropicales del hemisferio norte. En México se han identificado cuatro géneros y 15 especies (Pérez-Calix y Carranza, 2005). El género *Eriodictyon*, presente en el suroeste de Norteamérica, es considerado productor de resina (Langeheim, 2003).

Leguminosae (Fabaceae)

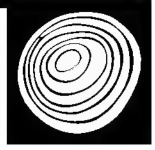
Es una de las familias botánicas más abundante del reino vegetal. Según Sousa *et al.* (2004), reúne 18 mil especies, las cuales están distribuidas en tres subfamilias: Mimosoideae, Cesalpiniodeae y Faboideae. En México se han registrado 1850 especies, de las cuales, 633 son arbustivas y arbóreas (Sousa *et al.*, 2004). Los géneros que según Langeheim (2003) producen resinas son: *Eperua*, *Hymenanea*, *Prioria* y *Myroxylon*.

Particularmente la especie *Myroxylon balsamum* se distribuye desde México hasta Centroamérica y en México desde Veracruz y Oaxaca hasta el sur de la Península de Yucatán y en la vertiente del Pacífico desde Nayarit a hasta Chiapas. Produce una óleo-resina insoluble en agua y soluble en etanol (90%), acetona, cloroformo y otros solventes; posee entre 45% y 64% de aceites volátiles y 20% a 25% de resina (Andre, 2003)., la cual tiene propiedades cicatrizantes, antiinflamatorias y analgésicas.

Otros géneros de Fabaceae representados en la flora mexicana, sobre los que se ha documentado que producen resinas son:

El género *Acacia*, que reúne 1200-1400 especies distribuidas en el mundo, de las cuales 160-200 se encuentran en América. En México, el género está representado por 73-84 especies, de las cuales 34 son endémicas (Rico, 2001). Muchas de ellas producen resinas. En la porción centro-norte del país se reconocen 15 especies: *A. cornígera, A. pennatula, A. amentaceae, A. coulteri, A. farnesiana, A. constricta, A. schaffneri, A. anisophylla, A. sororia, A. reniformis, A. parviflora, A. fusicarpa, A. berlanderi* y *A. amabilis* (Andrade *et al.*, 2007) y el género *Havardia* reúne 8 especies desde el sur de Estados Unidos de América hasta Centroamérica, Colombia y las Antillas. Siete de estas especies están presentes en México.

El género *Prosopis* contiene 40 especies distribuidas en regiones áridas y semiáridas de Norte y Sudamérica, África y Asia. En México se encuentran 10 especies: *P.*



palmeri, *P. reptans var. cineroscens*, *P. pubescens*, *P. articulata*, *P. laevigata*, *P. tamaulipana*, *P. velutina*, *P. juliflora*, *P. glandulosa var. típica*, *P. glandulosa var. torreyana*, y *P. mexicanum* (De La Torre-Almaráz *et al*, 2009), también los géneros *Parkinsonia*, *Swarzia*, *Apoplanesia* y *Ateleia* incluyen especies productoras de resinas (Flores, 2001).

Moraceae

Esta familia posee 37 géneros y 1100 especies de distribución mundial, principalmente tropical con algunos representantes en regiones templadas y subtropicales. Diversos géneros presentan abundantes células laticíferas (Rohwer y Berg, 1993). Particularmente *Ficus* se distribuye en zonas tropicales y produce resinas (Langeheim, 2003). De igual manera otra de las especies importante productora de resina es *Castilla elastica*, de la cual los mayas obtenían una resina para la elaboración de las pelotas utilizadas en los juegos rituales.

Pinaceae

En México esta familia está representada por 4 géneros, los cuales agrupan 61 especies: *Picea* (3), *Pinus* (44), *Abies* (13) y *Pseudostuga* (1) (Gernandt y Pérez de la Rosa, 2014). En el año 1991 se produjeron en México 30 000 toneladas de resina cruda de pinos, 22 000 de brea y 4 000 de aguarrás, principalmente en los estados de Michoacán, Jalisco, Estado de México, Durango, Nuevo león y Oaxaca (Arias y Chávez, 2006). Las especies de mayor producción de resina son: pino trompillo (*P. oocarpa*), pino chino (*Pinus leiophylla*), pino ocote (*P. lawsonii*), pino llanero (*P. herrerai*), pino canis (*P. tenuifolia*), ocote (*P. montezumae*), pino real (*P. ponderosa*) y pino rojo (*P. pringlei*) (Romanh de la Vega, 1985.; Arias y Chávez, 2006) (Tabla 3).

Los productos derivados de la extracción de resinas de pinos son: la trementina que se usa en la elaboración de lacas, preparación de lacres, ungüentos, emplastos, bálsamos y expectorantes; la brea o colofonia se utiliza en la

Tabla 3. Pinos productores de resina.

Nombre común	Nombre científico	Distribución
Pino trompillo	*P. oocarpa*	México, Sonora, Chihuahua, Sinaloa, Zacatecas, Durango, Nayarit, Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas, Morelos, Puebla, Hidalgo, Tlaxcala y Veracruz.
Pino chino	*P. leiophylla*	Chihuahua, Durango, Zacatecas, Jalisco, Sinaloa, Nayarit, Colima, Michoacán, México, Tlaxcala, Puebla, Morelos, Veracruz y Oaxaca.
Pino ocote	*Pinus lawsonii*	Jalisco, Michoacán, México, Morelos, Puebla, Guerrero, Oaxaca, Hidalgo y Morelos.
Pino llanero	*P. teocote* o *P. herrerai*	Desde el sur de Chihuahua hasta Chiapas, desde Coahuila y Nuevo León hasta Hidalgo, Estado de México y Puebla.
Pino canis	*P. maximinoi* o *P. tenuifolia*	Jalisco, Michoacán, Guerrero, Puebla, Tlaxcala, Veracruz, Hidalgo, Morelos, Oaxaca y Chiapas.
Pino, ocote	*P. montezumae*	Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Hidalgo, Tlaxcala, Puebla, Veracruz, México, Michoacán, Jalisco, Guerrero, Oaxaca, Chiapas, Colima, Morelos, Querétaro, Zacatecas y Distrito Federal.
Pino ponderosa, pino real	*P. ponderosa* o *P. Engelmannii*	Chihuahua, Sonora, Sinaloa, Durango y Zacatecas.
Pino rojo	*P. pringlei*	Michoacán, Guerrero, México, Morelos, Puebla y Oaxaca.

Fuente: Romanh de la Vega (1985); Narave y Taylor (1997); Arias y Chávez (2006); Conafor (2014).

elaboración de pinturas, barnices, lacas, lubricantes, aceites y betún de zapatos; el aguarrás o esencia de trementina como solvente de pinturas y barnices, secador de esmaltes, sellador de madera, preparación de lacas, fabricación de insecticidas, desinfectantes, colorantes, jabones, medicinas y perfumes (Romanh de la Vega, 1985).

Piperaceae

Es una familia tropical con cinco géneros y 2000 - 3000 especies (Tebbs, 1993). 104 especies están presentes en Centro y Sudamérica y, particularmente en México, la familia está representada por 13 especies (Quijano-Abril *et al*., 2006) y el género *Piper* se menciona como productor de resina (Langeheim, 2003).

Podocarpaceae

Incluye entre 7 y 17 géneros con aproximadamente 170 especies distribuidas principalmente en las regiones tropicales y subtropicales de ambos hemisferios. En México solo está representada por el género *Podocarpus* (Zamudio, 2002). En Centro y Sudamérica los géneros productores de resinas son: *Prummopitys*, *Retrophyllum* y *Saxegothaea* (Langeheim, 2003).

Rosaceae

Esta familia reúne de 90 a 100 géneros y 2000 a 3000 especies, representadas en todo el mundo, principalmente en regiones templadas y subtropicales del hemisferio norte. Incluye especies de gran importancia económica como *Prunus armeniaca* L. (chabacano), *P. domestica* L. (ciruelo), *Pyrus communis* L. (peral), *P. malus* L. (manzano), entre otros (Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2005). Según Langeheim (2003), especies del género *Prunus* producen resinas.

Rubiaceae

Agrupa 650 géneros y 13 000 especies. En México está representada por 103 géneros y 585 especies, con distribución en las regiones tropicales y subtropicales del país (Diego, 2007). Esta familia incluye especies de gran importancia económica como el café *Coffea arabica*, la quina *Cinchona* spp. y la ipecacuana *Cepahelis ipecacuana* (Brot.) L. Anderson. México posee 15 géneros y 278 especies endémicas. Los estados con mayor número de especies endémicas de esta familia son: Oaxaca, Guerrero, Veracruz y Chiapas (Diego, 2007). Según Langeheim (2003), los géneros *Carphalea* y *Coutarea*, presentes en el trópico americano, poseen especies productoras de resinas.

Rutaceae

La familia se compone de 155 géneros y 1500 especies de distribución mundial, pero más abundante en los trópicos y subtrópicos de América, África y Australia. Las especies de gran importancia económica de esta familia son del género *Citrus* (naranja, limón, mandarina). Una característica de la familia es la presencia de aceites en tallos, hojas y frutos (Zamora, 2006). Según Langeheim (2003), los géneros *Amyris y Xanthoxylon*, presentes en el trópico americano, producen resinas.

Salicaceae

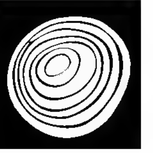
Esta familia incluye dos géneros y más de 300 especies. En México hay representantes de los dos géneros *Populus* y *Salix* (Carranza, 1995), los cuales son considerados productores de resina (Langeheim, 2003).

Sapotaceae

La familia está constituida por 53-54 géneros y más de 1110-1175 especies. En México está representada por 5 géneros y 38 especies. Se distribuye en el sur-sureste de México, desde Veracruz hasta Yucatán y Quintana Roo; en el Bajío y regiones adyacentes, así como en Puebla y Oaxaca. La especie más conocida por su fruta comestible es el chicozapote, *Manilkara zapota*, de donde se obtiene una resina que es utilizada para la elaboración del chicle (Carranza, 2005; Newman, 2008).

Scrophulariaceae

Está conformada por 65 géneros y cerca de 1700 especies. Aunque su distribución es cosmopolita, es más diversa en las regiones templadas y en las montañas



intertropicales (Pérez-Calix, 2011). El género que está documentado como productor de resina es *Mimulus* (Langeheim, 2003).

Styracaceae

Familia con alrededor de 12 géneros y cerca de 200 especies, distribuidas en regiones tropicales y templadas de ambos hemisferios. El género *Styrax* reúne entre 160 y 190 especies, entre las que destacan *S. officinalis* L., *S. benzoin* Dryand. y *S. tonkinensis* Craib ex Hartwich, de las cuales se obtienen bálsamos para inciensos. En México se reconocen cinco especies de este género (Carranza, 1993).

Taxodiaceae

Esta familia incluye 10 géneros con 16 especies, distribuidas principalmente en las regiones templadas del hemisferio norte (Carranza, 1992). El género *Taxodium* es considerado productor de resina (Langeheim, 2003). La especie *Taxodium mucronatum* está presente en México y se conoce como sabino o ahuehuete.

Zygophyllaceae

Está constituida por 27-30 géneros y alrededor de 250 especies en el mundo. En México está representada por seis géneros y 18 especies (Medina-Lemos, 2012). Los géneros presentes en América y México productores de resinas se listan en la tabla 4.

Tabla 4 . Géneros de Zygophyllaceae productores de resinas

Guaiacum	América templada cálida
Larrea	Suroeste de América del Norte y Sudamérica
Metharme	Chile
Pintoa	Chile
Plectocarpa	Sudamérica templada
Porlieria	México, Andes
Sericoides	Norte de México

Fuente: Langeheim, (2003)

Discusión

En esta revisión se identificaron 28 familias botánicas que incluyen 79 géneros, donde está agrupada al menos una especie productora de resinas y cuya distribución geográfica incluye México, países Centroamericanos, Sudamericanos y el Caribe continental (Tabla 5). Solamente existe información disponible sobre las características químicas, físicas y biológicas de las resinas de especies de algunos géneros como *Pistacia, Schinus, Podophyllum, Protium, Bursera, Convolvulus, Liquidambar, Hymenanea, Acacia, Myroxylon, Havardia, Prosopis, Pinus, Manilkara* y *Styrax*. Los usos principales son medicinales, mágico-religiosos, aditivos de alimentos, golosinas, barnices y solventes. Pero es escasa o nula la información documental sobre el uso de las resinas en aplicaciones no convencionales como la reducción de los cambios dimensionales y preservación de la madera.

Conclusiones

La producción de resinas vegetales en México en el periodo 2004-2013 se mantuvo alrededor de las 20 000 toneladas anuales, excepto en 2012 cuando superó las 65 000 toneladas. En 2013 se produjeron 18 565 toneladas de resinas, 86% de estas las generó Michoacán, 11.07% el Estado de México, 1.26% Jalisco y el resto entre Campeche, Chiapas, Oaxaca y Quintana Roo (Semarnat, 2014).

México posee una flora muy diversa y la mayoría de las 28 familias botánicas mencionadas en esta revisión están representadas ampliamente, estas incluyen 79 géneros, los cuales está documentado incluyen especies productoras de resinas

El universo de especies productoras de resinas es muy basto, es necesario desarrollar estudios para conocer las características físicas y propiedades químicas de las resinas, sus posibilidades de producción y aplicación en la industria alimentaria, farmacéutica, en la elaboración de selladores y barnices, así como en la conservación de maderas, entre otras aplicaciones.

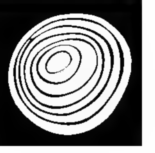
Particularmente el estudio y aplicación de resinas naturales en la conservación de bienes que forman parte del patrimonio cultural, pueden contribuir a desarrollar

Tabla 5. Resumen de las familias y géneros con especies productoras de resinas presentes en México y áreas circunvecinas

Familia	Género	Familia	Género	Familia	Género
Anacardiaceae	*Anacardium*	Burseraceae	*Protium*	Moraceae	*Ficus*
	Comocladia		*Bursera*		*Castilla*
	Mangifera		*Dacryoides*	Pinaceae	*Pinus*
	Metopium		*Tetragastris*	Piperaceae	*Piper*
	Pistacia		*Trattinnickia*	Podocarpaceae	*Prummopitys*
	Pseudosmodingium	Clusiaceae	*Clusia*		*Retrophyllum*
	Schinus		*Monorobea*		*Saxegothaea*
	Tapirira		*Symphonia*	Rosaceae	*Prunus*
	Toxicodendron	Convolvulaceae	*Convolvulus*	Rubiaceae	*Carphalea*
Apocynaceae	*Thevetia*	Taxodiaceae	*Taxodium*		*Coutarea*
	Gonolobus	Dracaenaceae	*Dracaena*	Rutaceae	*Amyris*
Araceae	*Monstera*	Euphorbiaceae	*Dalechampia*		*Xanthoxylon*
	Philodendron		*Ricinus*	Salicaceae	*Populus*
Asteraceae	*Grindelia*	Hammaelidaceae	*Liquidambar*		*Salix*
	Gutierrezia	Humiricaeae	*Humiria*	Sapotaceae	*Manilkara*
	Haplopappus	Hydrophyllaceae	*Eriodictyon*	Scrophulariaceae	*Mimulus*
	Heterotheca	Leguminosae (Fabaceae)	*Eperua*	Styracaceae	*Styrax*
	Brickellia		*Hymenanea*	Zygophyllaceae	*Guaicacum*
	Tagetes		*Prioria*		*Larrea*
	Balsamorhiza		*Acacia*		*Metharme*
	Flourensia		*Myroxylon*		*Pintoa*
	Helianthus		*Havardia*		*Plectocarpa*
	Parthenium		*Prosopis*		*Porlieria*
	Silphium		*Parkinsonia*		*Sericoides*
Berberidaceae	*Podophyllum*		*Swartzia*		
Betulaceae	*Alnus*		*Aplopanesia*		
	Ostrya		*Ateleia*		

procedimientos que resuelvan problemáticas puntuales sin afectar la salud de aquellos que los manipulan y se sirven de ellos, ni producir residuos tóxicos que dañen los ecosistemas. Es necesario implementar estudios con la participación de etnobotánicos, fisiólogos vegetales, ecólogos, usuarios tradicionales y otros especialistas para dilucidar y entender los procesos, componentes, aprovechamientos de resinas vegetales y sobre todo la conservación del patrimonio biológico, para evitar su destrucción.

Es importante conocer lo más detalladamente posible las características y funciones ecológicas de las especies resiníferas, así como los procedimientos idóneos para su extracción, procesamiento y comercialización, para no repetir experiencias como la del chicle en el sur-sureste de México, la cual no contribuyó al desarrollo local y sí provocó el deterioro de los recursos naturales (Bancomext, 1981). Igual ha ocurrido en países como Etiopía, donde la explotación intensiva de resinas, el manejo inadecuado y otros procesos sinérgicos provocan el deterioro de los



recursos naturales y no favorecen el desarrollo regional y local (Tadesse *et al.*, 2007).

Referencias

Andrade M., G., G. Calderón de Rzedowski, S.L. Camargo-Ricalde, R. Grether, H.M. Hernández, A. Martínez-Bernal, L. Rico, J. Rzedowski y M. Sousa S. 2007. Subfamilia Mimosoideae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 150:1-229.

Andre R., J.R. 2003. Evaluación de procesos de purificación de resina del Bálsamo de Perú *Myroxylon balsamum* por medio de métodos físicos. Tesis para obtener el título de Ingeniero en Agroindustria. Escuela Agrícola Panamericana. Honduras. 45 p.

Arias T., A.A. y A. Chávez L. 2006. Resina: entre la madera y el desarrollo comunitario integral. *Biodiversitas* 65:1-7.

Bancomext. 1981. La crisis del chicle. *Comercio Exterior* 31(9):963-968.

Brand, M. A.; J. Aznaldo y J.C. Moreschi. 2006. Novos productos para o tratamiento preservante da madeira. Perspectivas da pesquisa e utilizacao. *Floresta* 36:129-138.

Carranza G., E. 1992. Taxodiaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 4:1-7.

Carranza G., E. 1993. Styracaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 21:1-13.

Carranza G., E. 1995. Salicaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 37:1-21.

Carranza G., E. 2004. Hamamelidaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 125:1-12.

Carranza G., E. 2005. Sapotaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 132:1-28.

Comisión Nacional Forestal. 2014. http://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/reforestacion/fichas-tecnicashttp://www.conafor.gob.mx/portal/index.php/temas-forestales/reforestacion/fichas-tecnicas

Croat, T.B. y M. Carlsen. 2003. Araceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 114:1-40

Cruz L., A.; L. Salazar M. y M. Campos O., 2006. Antecedentes y actualidad del aprovechamiento de copal en la Sierra de Huautla, Morelos. *Revista de Geografía Agrícola* 37:97-115.

Cházaro B., M., B.L. Mostul y F. García L. 2010. Los copales mexicanos (*Bursera spp.*). *Bouteloua* 7:57-70.

De La Torre-Almaráz, R., F.M. Cota-Trujillo, J.L. García-Rojas, J.E. Campos, y F. San-Martín. 2009. Etiología de la muerte descendente del mezquite (*Prosopis laevigata* L.) en la Reserva de la Biósfera del Valle de Zapotitlan, México. *Agrociencia* 43(2):197-208.

Diego P., N. 2007. Reseña de “Rubiaceae de México” de Borhidi A. *Boletín de la Sociedad Botanica de México* 81:147-148.

Echenique-Manrique, R. y F. Robles F. 1993. Ciencia y tecnología de la madera I. Universidad Veracruzana. p:9-17.

Flores, J.S. 2001. Leguminosae. Florística, etnobotánica y ecología. Etnoflora yucatanense. 320p.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1995. Gums, resins and latexes of plant origin. Non-wood forest products No. 6. 20 p.

Gernandt, D.S. y J.A. Pérez de la Rosa. 2014. Biodiversidad de *Pinophyta* (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:126-133.

González Laredo., R.F. 1996. Preservación de madera con taninos. *Madera y Bosques* 2(2):67-73.

González-Laredo, R.F., M. Rosales-Castro, N.E. Rocha-Guzmán, J.A. Gallegos-Infante, M.R. Moreno-Jiménez and J.J. Karchesy. 2015. Wood preservation using natural products. *Madera y Bosques* 21(Núm. esp.):63-76.

González, J. 2006. Dracaenaceae. Flora Digital de La Selva. Organización de Estudios Tropicales. http://sura.ots.ac.cr/local/florula2/families/DRACAENACEAE.pdf.

Higuchi, T. 1997. Biochemistry and molecular biology of Wood. Springer series in Wood science. 362 p.

Hyvönen, A.; P. Piltonen y J. Niinimäki. 2005. Biodegradable substance in wood protection. *In*: Anneli Jalkanen y Pekka Nygren, eds. 2005. Sustainable use of renewable natural resources — from principles to practices. University of Helsinki Department of Forest Ecology Publications 34. http://www.honeybee.helsinki.fi/mmtdk/mmeko/sunare

Juárez-Jaimes, V., L.O. Alvarado Cárdenas y J.L. Villaseñor. 2007. La familia Apocynaceae *sensu lato* en México: diversidad y distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:459-482.

Langenheim, J.H. 2003. Plant resins: chemistry, evolution, ecology and ethnobotany. Timber Press. Cambridge. 581 p

Loconote, H. 1993. Berberidaceae. *In*: K. Kubitzki, J.G. Rohwer, y V. Brittich, eds. The families and genera of vascular plants Vol. 2. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. p:147-152.

López L., L. 2012. Humo aromático para los dioses: una ofrenda de sahumadores al pie del templo Mayor de Tenochtitlan. Instituto Nacional de Antropología e Historia. 142 p.

McDonald, A. 1991. Origin and diversity of mexican convolvulaceae. *Anales Instituto de Biología. Serie Botánica* 62(1):65-82.

Mecham, C. 1980. Phylogeny of the Berberidaceae with an evaluation of classifications. Systematic Botany. *American Society of Plants Taxonomist* 5(2):149-172.

Medina-Lemos, R. 2012. Zygophyllaceae. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán108:1-18.

Murugesan, K., G., Ravi Kumar, S.H., Jain, S. Mohan, y S G. Nair. 2011. Wood exudates overview on aromatic gums and resins. *Journal Indian Academic Wood Science* 8(2):72-75.

Nascimento, M.S., A.L.B.D. Santana, C.A. Maranhão, L.S. Oliveira y L. Bieber. 2013. Phenolic extractives and natural resistence of Wood. Intech. p:349-370.

Narave, F.H. y K. Taylor. 1997. Pinaceae. Flora de Veracruz 98:1-26.

Nee, M. 1981. Betulaceae. Flora de Veracruz 20:1-20

Newman, M.F. 2008. Sapotaceae Juss. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán 57:1-20

Orta A., M.N. 2007. Copal: microestructura, composición y algunas propiedades relevantes. Tesis para obtener el título de Ingeniero Químico Industrial. Escuela Superior de Ingeniería Química e Industrias Extractivas. Instituto Politécnico Nacional. México. 69 p.

Parry, E.J. 1921. The chemistry of essential oils and artificial perfumes. Scott, Greenwood and Son. Nueva York. 549 p.

Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Manual de identificación de las principales especies. Universidad Nacional Autónoma de México. Fondo de Cultura Económica. México. 521 p.

Pérez-Calix, E. 2011. Scrophulariaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 173: 1-25.

Pérez-Calix, E. y Carranza G., E. 2005. Hydrophyllaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 139: 1-55.

Petean B., C. 1997. Phylogenetic analysis of Humiriaceae with notes on the monophyly of Ixionanthaceae. *Journal of Computational Biology* 2(1):19-24

Quijano-Abril, M.A., R. Callejas-Posada y D.R. Miranda-Esquivel. 2006. Areas of endemism and distribution patterns for neotropical piper species (Piperacea). *Journal of Biogeography* 33:1266-1278.

Redonda-Martínez, R. y J.L. Villaseñor-Ríos. 2011. Asteraceae Bercht. & J. Presl. Flora del Valle de Tehuacán-Cuicatlán89:1-64.

Rico A., M.L. 2001. El género Acacia (Leguminosae, Mimosoideae) en el estado de Oaxaca, México. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 58(2):251-302.

Rohwe, J.G. y C.C. Berg. 1993. Moraceae. *In*: K. Kubitzki, J.G. Rohwer y V. Brittich, eds. The families and genera of vascular plants Vol. 2. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p:438-453.

Romanh de la Vega, C.F. 1985. Principales productos forestales no maderables de México. Universidad Autónoma de Chapingo. Estado de México. 561 p.

Rossignon, J. 1869. Manual de barnices y preparación de charoles, según los procederes más recientes. Librería de Rosa y Bouret. París. 226 p.

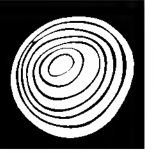
Rüdiger, A.L., A.C. Siani y V.F. Veiga Junior. 2007. The chemistry and pharmacology of the South American genus Protium Burm f. (Burseraceae). *Pharmacognosy reviews* 1(1):93-104

Rzedowski, J. y F. Guevara-Féfer, 1992. Burseraceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 3:1-46.

Rzedowski, J. y G. Calderon de Rzedowski. 1999. Anacardiaceae. Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes 78:1-52.

Rzedowski, J. y G. Calderon de Rzedowski. 2005. Rosaceae. Flora del Bajío y Regiones Adyacentes 135:1-157.

Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2014. Anuario estadístico de la producción forestal 2013. Dirección General de Gestión Forestal y de Suelos. México. 221 p.



Sousa S., M., R. Medina L., G. Andrade M., y M.L. Rico A. 2004. Leguminosas. Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. 346 p.

Steinmann, V. 2002. Diversidad y endemismo de la familia Euphorbiaceae en México. *Acta Botánica Mexicana* 61:61-93.

Stevens, P.F. 2007. Clusiaceae-Guttiferae. *In*: K. Kubitzki, ed. The families and genera of vascular plants Vol. 9. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. p:48-66.

Tadesse, W., G. Desalegn y R. Alia. 2007. Natural gum and resin bearing species of Ethiopia and their potential applications. *Investigación Agraria; Sistemas y Recursos Forestales* 16(3):211-221.

Tapia-Tapia, E.C. y R. Reyes-Chilpa. 2008. Productos forestales no maderables en México: aspectos económicos para el desarrollo sustentable. *Madera y Bosques* 14(3):95-112.

Tebbs, M.C. 1993. Piperaceae. *In*: K. Kubitzki, J.G. Rohwer y V. Brittich, eds. The families and genera of vascular plants Vol. 2. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. p:516-520.

Zamora, N. 2006. Rutaceae. Flora digital de La Selva. Organización para Estudios Tropicales. Pp.1-4. http://sura.ots.ac.cr/local/florula2/families/RUTACEAE.pdf

Zamudio, S. 2002. Podocarpaceae. Flora del Bajío y Regiones Adyacentes 105:1-11.

Manuscrito recibido el 18 de agosto de 2014.
Aceptado el 18 de mayo de 2015.

Este manuscrito se debe citar como:
Quiroz C., J.A. y M.A. Magaña A. 2015. Resinas naturales de especies vegetales mexicanas: usos actuales y potenciales. *Madera y Bosques* 21(3):171-183.

Madera y Bosques

vol. **21** Num. **3** Otoño **2015**

Se terminó de imprimir en el mes de diciembre del 2015
En los talleres de Fís. Arturo Sánchez y Gándara
Cuapinol 52, Colonia Pedregal de Santo Domingo,
Delegación Coyoacán, C.P. 04369, México, D.F.

La edición consta de 200 ejemplares
más sobrantes para reposición.



Contenido

artículos de actualidad

artículos científicos

revisiones bibliográficas



